

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Contribuição para o Estudo dos Aspectos da Separação Sólido-líquido em Processos
de Lamas Activadas**

Ludgero Manuel Evangelista Caroço

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova
de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil de
Engenharia Sanitária

Orientador: Professor Doutor António Pedro Mano

Lisboa

2009

Agradecimentos

Ao Professor Doutor António Pedro Mano, pela orientação e sábios conselhos fornecidos ao longo da realização deste trabalho.

À administração da SimTejo, pela possibilidade de utilizar a ETAR de Frielas como caso prático de estudo neste trabalho.

À equipa da ETAR de Frielas pela hospitalidade com que me acolheram durante o período de recolha de informações sobre a instalação.

Ao Eng.^o Paulo Inocêncio por toda a informação fornecida sobre a ETAR de Frielas, conhecimento transmitidos, incentivos, e colaboração prestada na elaboração deste trabalho.

A todos aqueles que não tendo sido mencionados, de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

A todos, o meu obrigado.

Resumo

A eficiência do processo de tratamento de águas residuais por lamas activadas é largamente dependente da eficiência da separação sólido-líquido, que ocorre na operação de decantação secundária. A eficiência desta separação está relacionada essencialmente com dois factores, a natureza da lama activada e as propriedades do floco biológico. Os principais problemas de separação de sólidos em lamas activadas incluem: crescimento disperso, formação de microflocos, bulking não filamentoso, ascensão do manto de lamas, bulking filamentoso e foaming biológico.

A ETAR de Frielas, uma instalação com tratamento secundário por lamas activadas, e que desde a sua entrada em funcionamento sempre apresentou problemas, nomeadamente no que se refere ao cumprimento dos objectivos de qualidade do efluente secundário relativamente aos parâmetros SST e CBO_5 , foi utilizada como caso de estudo. Este trabalho tem como objectivo apresentar uma solução que possibilite contribuir para o melhoramento da qualidade do efluente secundário da ETAR de Frielas. Para obter um diagnóstico da situação do tratamento biológico da ETAR de Frielas foram analisados dados relativos a afluência e parâmetros de funcionamento do mesmo, correspondentes a um período de 16 meses. O diagnóstico obtido revelou que durante o período analisado o tratamento secundário funcionou bastante abaixo da sua capacidade nominal em termos de caudal médio diário e carga diária de CBO_5 afluentes, respectivamente 55% e 20%. Foi também identificado que a fraca qualidade do efluente secundário tem origem em problemas de foaming biológico causado por nocardioformes, e em problemas ao nível do floco biológico que se traduzem num elevado teor de sólidos em suspensão no efluente secundário.

A solução proposta para melhorar a performance do tratamento secundário da ETAR de Frielas consiste na introdução de um selector anaeróbio na parte inicial dos tanques de arejamento. Esta opção por este local para a implantação do selector impôs alguns condicionalismos no dimensionamento do mesmo e uma diminuição de 25% do volume de arejamento disponível por tanque. Foram feitas diversas simulações do funcionamento do sistema proposto (selector e tanque de arejamento), considerando diversas condições de afluência, tendo estas simulações apontado para a viabilidade da solução proposta no que diz respeito aos parâmetros de funcionamento do sistema.

Palavras-chave: Lamas activadas, problemas de separação de sólidos, ETAR de Frielas, selector.

Abstract

The effectiveness of the activated sludge process largely depends on the efficiency of the separation of the activated sludge flocs from the treated wastewater. The efficiency of this separation is directly related with two factors: the nature of the activated sludge and the proprieties of the flocs. The mainly solids separation problems in activated sludge are: dispersed grow, formation of microflocos, non filamentous bulking, rising sludge, filamentous bulking and biologic foaming.

The Frielas Wastewater Treatment Plant, a plant whit secondary treatment by activated sludge, has show problems to attain the quality objectives of the secondary effluent (the suspended solids and BOD levels) set out in the plant project since its entry into service, was used in this paper as case study. This paper aims to present a solution to improve the quality of secondary effluent of the Frielas plant. To get a diagnosis of the secondary treatment of the Frielas plant, data from 16 months was analyzed. The diagnosis obtained showed that during this period, the secondary treatment worked well below its capacity in terms of average daily flow and daily load of BOD₅. It was also determined that the poor quality of the secondary effluent comes from problems of biologic foaming caused by nocardioforms and from floc problems witch lead to a high level of suspended solids in the secondary effluent.

The solution proposed to improve the performance of secondary treatment of the Frielas plant consists in the introduction of an anaerobic selector in the early part of the aeration tanks. This choice of this location for the location of the selector imposed some constraints on the design and a decrease of 25% of volume of the aeration tank. There have been several simulations of the system proposed (selector and aeration tank), considering various conditions of affluence, and these simulations show the viability of the proposed solution in terms of the operating of the system.

Keywords: Activated sludge, solids separation problems, Frielas Wastewater Treatment Plant, selector.

Simbologia e notações

°C	Graus célsius	IS	Índice de escumas
μm	Micrómetro	IVL	Índice de volume de lama
μmax	Taxa máxima de crescimento	IVLd	Índice de volume de lama diluído
A	Área	kg	Quilograma
AGV	Ácido gordo volátil	Ks	Constante de afinidade
C	Carbono	l	Litro
Ca	Cálcio	m	Metro
CBO	Carência bioquímica de oxigénio	m ²	Metro quadrado
Cl	Cloro	m ³	Metro cúbico
cm	Centímetro	Mg	Magnésio
CQO	Carência química de oxigénio	mg	Miligramma
Cs	Concentração de substrato	min	Minuto
Dx,Cl2	Dose mássica específica de cloro no ponto de dosagem	ml	Mililitro
EPS	Substancia poliméricas extracelulares	MLSS	Sólidos em suspensão no licor misto
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais	MLVSS	Sólidos voláteis em suspensão no licor misto
F	Frequência de exposição diária à dose de cloro	mm	Milímetro
F/M	Carga mássica	mV	Milivolt
Fe	Ferro	N	Azoto
Fe(II)	Ferro ferroso	N ₂	Azoto gasoso
Fe(III)	Ferro férrico	N ₂ O	Óxido nitroso
FeCl ₃	Cloreto férrico	NH ₄	Amónia
g	Grama	NH ₄ -N	Amónia em unidades de azoto
GAO	Bactéria acumuladora de glicogénio	NO	Óxido nítrico
H	Hidrogénio	NO ₂	Nitrito
h	Hora	NO ₃	Nitrato
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogénio	NO ₃ -N	Nitrato em unidade de azoto
IBL	Índice biótico da lama	O	Oxigénio

O ₃	Ozono	RBN	Remoção biológica de nutrientes
θ _c	Idade de lamas	rxCl ₂	Dose mássica global diária de cloro
OD	Oxigénio dissolvido	SBR	Sequencing Batch Reactor
P	Fósforo	SCI ₂	Concentração de cloro no ponto de dosagem
PAO	Bactéria acumuladora de fósforo	sp.; spp.	Espécie; espécies
PAX-14	Policloreto de alumínio	SST	Sólidos suspensos totais
PHB	Poli-hidroxido-butirato	SSV	Sólidos suspensos voláteis
PID	proporcional-integral-derivativo	SV	Sólidos voláteis
ppm	Parte por milhão	tc	Tempo de contacto
Qaflu.	Caudal afluente	V	Volume
Qr	Caudal de recirculação	Varej.	Volume de arejamento
rbCQO	Carência química de oxigénio facilmente assimilável		

Índice de conteúdos

1	Introdução e objectivos.....	1
2	Metodologia	3
3	Processo de tratamento de águas residuais por lamas activadas	5
3.1	Características gerais do processo de lamas activadas.....	5
3.2	Principais parâmetros associados ao processo de lamas activadas.....	8
3.2.1	Carga mássica	8
3.2.1.1	Alta carga ou arejamento rápido, F/M superior a 0,5 kg CBO ₅ / kg MLSS dia ⁻¹ .	8
3.2.1.2	Média carga ou arejamento convencional, F/M compreendida entre 0,15 e 0,5 kg CBO ₅ / kg MLSS dia ⁻¹	9
3.2.1.3	Baixa carga ou arejamento prolongado, F/M compreendida entre 0,05 e 0,15 kg CBO ₅ / kg MLSS dia ⁻¹	9
3.2.1.4	Oxidação total, F/M inferior a 0,05 kg CBO ₅ / kg MLSS d ⁻¹	9
3.2.2	Idade de lamas	9
3.2.3	Regime hidráulico do reactor biológico	10
3.2.3.1	Mistura completa	10
3.2.3.2	Fluxo pistão	10
3.2.4	Regime de funcionamento do sistema de lamas activadas	11
3.2.4.1	Regime contínuo	11
3.2.4.2	Regime descontínuo.....	12
3.3	Oxidação aeróbia de matéria orgânica	12
3.4	Remoção biológica de nutrientes.....	15
3.4.1	Remoção biológica de fósforo.....	16
3.4.2	Remoção biológica de azoto	18
4	O floco biológico.....	23
5	Indicadores de qualidade de uma lama activada.....	29
5.1	Índice biótico da lama (IBL)	29

5.2	Índice de volume de lama (IVL)	30
5.3	Índice de escumas (SI)	31
6	Problemas da separação de sólidos em lamas activadas.....	33
6.1	Problemas não relacionados com microrganismos filamentosos.....	34
6.1.1	Crescimento disperso	34
6.1.2	Formação de microflocos	35
6.1.3	Bulking não filamentoso	36
6.1.4	Ascensão do manto de lamas.....	39
6.2	Problemas relacionados com microrganismos filamentosos.....	40
6.2.1	Bulking filamentoso	43
6.2.1.1	Teorias explicativas do bulking filamentoso	46
6.2.2	Foaming biológico causado por microrganismos filamentosos	50
6.2.2.1	Foaming em digestores anaeróbios	55
6.2.2.2	Estratégias de crescimento de actinomicetas em tanques de arejamento e de acesso selectivo a nutrientes	57
7	Factores que influenciam o crescimento de microrganismos filamentosos em lamas activadas.....	61
7.1	Características da água residual.....	61
7.1.1	Balanço de nutrientes	61
7.1.2	Conteúdo de substratos solúveis rapidamente metabolizáveis	62
7.1.3	Presença de sulfuretos dissolvidos	62
7.1.4	Conteúdo de lipídios	63
7.1.5	Substratos particulados.....	63
7.2	Parâmetros de concepção do processo	64
7.2.1	Idade de lamas (θ_c) e carga mássica (F/M)	64
7.2.2	Configuração do reaktor biológico e condições redox.....	65
7.2.3	Regime de alimentação da água residual	66

7.2.4	Estruturas de enclausuramento de espumas.....	66
7.2.5	Unidades de tratamento biológico localizadas a montante e superfícies da rede de colectores e de tubagens	67
7.3	Condições de operação da instalação.....	68
7.3.1	Concentração de oxigénio dissolvido.....	68
7.3.2	pH	68
7.3.3	Temperatura.....	69
8	Métodos de controlo do bulking filamentoso.....	71
8.1	Métodos biológicos	71
8.1.1	Uso de selectores	72
8.1.1.1	Selectores aeróbios	74
8.1.1.2	Selectores anóxicos	76
8.1.1.3	Selectores anaeróbios	78
8.1.1.4	Considerações gerais sobre o uso de selectores.....	79
8.2	Métodos não específicos.....	81
8.2.1	Manipulação dos caudais de lama recirculada e pontos de alimentação no tanque de arejamento.....	81
8.2.2	Adição de coagulantes químicos e sólidos inertes para melhorar a velocidade de sedimentação da lama activada.....	82
8.2.3	Adição de oxidantes fortes (desinfectantes) para matar organismos filamentosos de forma selectiva	86
8.2.4	Predação de microrganismos filamentosos por outros organismos.....	91
9	Controlo de foaming biológico.....	93
9.1	Uso de selectores	93
9.1.1	Selectores aeróbios	94
9.1.2	Selectores anoxicos	95
9.1.3	Selectores anaeróbios	95
9.2	Manipulação da idade de lamas.....	96

9.3	Utilização de oxidantes	98
9.4	Adição de coagulantes	99
9.5	Aplicação de agentes anti-espumas	100
9.6	Remoção física das espumas biológicas.....	100
9.6.1	Utilização de raspadores de superfície	100
9.6.2	Flotação selectiva	101
9.6.3	Sprays de água.....	102
10	A ETAR de Frielas.....	103
10.1	Caracterização geral da ETAR de Frielas	103
10.2	Linha de tratamento da ETAR de Frielas	104
10.2.1	Descrição da etapa de tratamento secundário da ETAR de Frielas	105
10.3	Análise ao funcionamento do tratamento secundário	110
10.3.1	Considerações sobre o funcionamento do tanque de homogeneização.....	111
10.3.2	Afluência ao tratamento biológico.....	112
10.3.3	Funcionamento do tratamento biológico e da decantação secundária	116
10.3.3.1	Funcionamento do tratamento biológico	116
10.3.3.2	Funcionamento da decantação secundária	120
10.3.3.3	Funcionamento global do tratamento secundário	122
10.3.4	Identificação de problemas.....	126
11	Aplicação de um selector anaeróbio como solução para melhorar o funcionamento do tratamento biológico da ETAR de Frielas	129
11.1	Enquadramento geral.....	129
11.2	Dimensionamento do selector anaeróbio	130
11.2.1	Dados de base	130
11.2.2	Critérios de dimensionamento.....	131
11.2.3	Condicionalismos impostos pelo local de implantação do selector anaeróbio	131
11.2.4	Dimensões do selector anaeróbio proposto	132

11.3	Alterações físicas necessárias para a implantação do selector anaeróbio	132
11.4	Cuidados de operação a ter para potenciar a performance do selector anaeróbio.	134
11.5	Plano para monitorizar eficácia do selector anaeróbio	134
12	Antevisão do funcionamento do selector anaeróbio proposto.....	137
12.1	Simulação do funcionamento do selector anaeróbio	137
12.2	Impacto da introdução do selector anaeróbio no funcionamento do tanque de arejamento subsequente	139
13	Conclusões.....	143
14	Referências bibliográficas	145
15	Anexos	155
15.1	Anexo I – Tabela de duas entradas utilizada na determinação do IBL.....	155
15.2	Anexo II – Exemplo da aplicação da alimentação escalonada como forma de baixar a carga de sólidos afluente à decantação secundária	155

Índice de figuras

Figura 2-1 Esquema da metodologia adoptada na realização desta dissertação.	4
Figura 3-1- Princípio base da remoção biológica de fósforo.	18
Figura 6-1 Curva de crescimento em função da concentração de substrato típica para organismos filamentosos e não filamentosos	48
Figura 10-1 Vista de um dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas	107
Figura 10-2 Vista geral de um par de decantadores secundários da ETAR de Frielas	110
Figura 10-3 Pormenor de um decantador secundário da ETAR de Frielas vazio	110
Figura 10-4 Caudal médio diário afluente ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.....	113
Figura 10-5 Concentrações de CQO, CBO ₅ e SST afluentes ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.....	114
Figura 10-6 Cargas de CQO, CBO ₅ e SST afluentes ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	115
Figura 10-7 Carga mássica e idade de lamas verificadas no tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.....	120
Figura 10-8 Caracterização do efluente secundário da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	124
Figura 10-9 Comparação entre os valores de CQO, CBO ₅ e SST registado no efluente secundário da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 e os valores impostos no DL 152/97.	126
Figura 11-1 Esquema da implantação do selector anaeróbio proposto num dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas.	133

Índice de quadros

Quadro 3-1 Principais componentes de um sistema de lamas activadas	6
Quadro 3-2 Algumas características das bactérias nitrificantes Nitrosomonas e Nitrobacter. .	19
Quadro 5-1 Conversão dos valores de IBL em quatro classes de qualidade e respectivas apreciações em termos do que estas traduzem relativamente ao sistema de lamas activadas .	30
Quadro 5-2 Classificação de uma lama activada de acordo com o seu valor de IVL .	31
Quadro 5-3 Relação entre o valor de índice de escumas a extensão dos problemas operacionais	32
Quadro 6-1 Microrganismos filamentosos dominantes em incidentes de bulking e foaming em instalações de lamas activadas de diferentes países	41
Quadro 6-2 Ranking dos microrganismos filamentosos dominantes registados nos maiores levantamentos efectuados a instalações de lamas activadas em diversos países .	41
Quadro 6-3 Espécies filamentosas dominantes em instalações de remoção de nutrientes em quatro países europeus, sendo o resultado expresso em percentagem do número total de instalações em que uma determinada espécie foi encontrada .	42
Quadro 6-4 Variação sazonal dos microrganismos filamentosos dominantes em instalações de lamas activadas na Grécia .	43
Quadro 6-5 Interferências ao nível da sedimentação e compactação causadas por diferentes organismos filamentosos .	44
Quadro 6-6 Os dez microrganismos filamentosos mais frequentes registados em instalações de lamas activadas nos E.U.A, Holanda, Alemanha, África do Sul e Irlanda .	46
Quadro 6-7 Ranking dos microrganismos filamentosos dominantes em incidentes de foaming em Itália e França .	55
Quadro 7-1 Resumo dos factores que influenciam a crescimento de organismos filamentosos em lamas activadas e os filamentosos associados a esses mesmos factores	61
Quadro 7-2 Relação entre diferentes microrganismos filamentosos e a θ_c e F/M em lamas activadas	65
Quadro 8-1 As causas mais frequentes de bulking filamentoso em lamas activadas que derivam das características da água residual e formas possíveis de suprimir o problema .	71
Quadro 8-2 Eficácia dos selectores no controlo de alguns organismos filamentosos	80
Quadro 9-1 Eficácia de várias soluções técnicas implementadas em instalações de lamas activadas francesas para controlar o foaming biológico	93

Quadro 10-1 Dados de base considerados no projecto da ETAR de Frielas .	103
Quadro 10-2 Dimensões do tanque de equalização/homogeneização da ETAR de Frielas	106
Quadro 10-3 Dimensões dos tanques de arejamento e decantadores secundários da ETAR de Frielas	106
Quadro 10-4 Parâmetros de funcionamento do tratamento secundário considerados no projecto da ETAR de Frielas	109
Quadro 10-5 Objectivos de qualidade do efluente secundário considerados no projecto da ETAR de Frielas .	109
Quadro 10-6 Valores de referência para alguns parâmetros de funcionamento de sistemas de lamas activadas em regime de média carga em contínuo sem remoção biológica de nutrientes.	111
Quadro 10-7 Afluência ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	113
Quadro 10-8 Cargas de CQO, CBO ₅ e SST afluentes ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	115
Quadro 10-9 Condições de funcionamento do tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	117
Quadro 10-10 Parâmetros de funcionamento do tratamento biológico na ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	118
Quadro 10-11 Condições de funcionamento da decantação secundária da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	121
Quadro 10-12 Carga hidráulica, carga de sólidos e tempo de retenção hidráulico verificados na decantação secundária da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	122
Quadro 10-13 Caracterização do efluente secundário da ETAR de Frielas no período compreendido entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	123
Quadro 10-14 Percentagens de remoção de CQO e CBO ₅ verificadas no tratamento secundário da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.	124
Quadro 11-1 Dados de base utilizados no dimensionamento do selector anaeróbio proposto para o tratamento biológico da ETAR de Frielas.	131
Quadro 11-2 Dimensões do selector anaeróbio proposto para implantar nos tanques de arejamento da ETAR de Frielas.	132
Quadro 11-3 Dimensões unitárias das chicanas a edificar para a implantação do selector anaeróbio.	132

Quadro 12-1 Resultados das simulações do funcionamento do selector anaeróbio de acordo com as condições de afluência ao tratamento biológica da ETAR de Frielas verificadas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.....	138
Quadro 12-2 Resultado da simulação do funcionamento de um tanque de arejamento precedido de selector anaeróbio, considerando os dados de base utilizados no dimensionamento do selector anaeróbio.....	139
Quadro 12-3 Resultados da simulação do funcionamento de um tanque de arejamento precedido pelo selector anaeróbio proposto, considerando as condições de afluência ao tratamento biológico da ETAR de Frielas registadas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 e considerando duas concentrações de MLSS.....	140

1 Introdução e objectivos

Todas as comunidades produzem efluentes líquidos, resíduos sólidos e emissões gasosas. Os efluentes líquidos – águas residuais – são constituídos, fundamentalmente, pela água fornecida à comunidade após utilização. De acordo com Metcalf & Eddy (2003) uma água residual urbana pode ser definida como sendo uma combinação de águas, incluindo a água abastecida após utilização, água subterrânea, e, também, água pluvial, que transportam subprodutos, orgânicos e inorgânicos provenientes de residências e estabelecimentos comerciais e industriais.

Quando água residual urbana não tratada se torna séptica, a decomposição da matéria orgânica nela contida irá potenciar a produção de gases odoríficos. Adicionalmente, uma água residual urbana não tratada contém numerosos microrganismos patogénicos que habitam o tracto intestinal humano (Metcalf & Eddy, 2003).

A deposição de matéria orgânica nos meios receptores tem como principal efeito a redução da concentração de oxigénio dissolvido, em consequência da degradação microbiana da matéria orgânica (Gray, 2004). No entanto, as águas residuais urbanas também contém igualmente nutrientes que podem potenciar o crescimento de plantas aquáticas, podendo igualmente conter compostos tóxicos. Deste modo, o tratamento das águas residuais urbanas, incluindo a remoção de matéria carbonada e nutrientes é necessário para proteger a saúde pública e o meio ambiente (Metcalf & Eddy, 2003).

O processo de tratamento de águas residuais por lamas activadas é o principal processo de tratamento utilizado nos países industrializados e requer a remoção da biomassa microbiana produzida nos reactores biológicos através de sedimentação (Schuler e Jassby, 2007), pelo que a qualidade do efluente tratado está claramente associada à eficiência dos processos de separação da fase líquida e da fase sólida (Wilén et. al., 2000). Por outro lado, a eficiência da separação da lama activada do efluente tratado depende essencialmente da capacidade das lamas activadas para formarem flocos e das propriedades dos mesmos (Wilén e Balmér, 1999; Barbusínski e Kóscielniak, 1995).

Existem vários tipos de problemas de separação de sólidos em lamas activadas, que são designados em função dos seus efeitos no processo de tratamento, sendo que a terminologia actualmente mais utilizada é a seguinte: crescimento disperso, formação de microflocos,

bulking não filamentoso, ascensão do manto de lamas, bulking filamentoso e formação de foaming devido a microrganismos filamentosos (Jenkins et. al., 2004; Wanner, 1994). As causas físicas e microbiológicas para cada um destes problemas têm sido extremamente bem definidas (Jenkins et. al., 2004).

A ETAR de Frielas, uma instalação de lamas activadas com tratamento terciário por biofiltração, dimensionada para um caudal médio diário de 70 000 m³/dia e em funcionamento desde 1999, sempre apresentou problemas ao nível do tratamento secundário, nomeadamente problemas de foaming biológico e de fraca sedimentação das lamas activadas. Estes aspectos traduzem-se num teor relativamente elevado de sólidos em suspensão e CBO₅ no efluente secundário, o que compromete o desempenho do tratamento de afinação por biofiltração e coloca problemas perante a necessidade de ter que enviar o efluente secundário directamente para o meio receptor por uma eventual inoperacionalidade da etapa de biofiltração.

Estes problemas constituíram o ponto de partida para o trabalho efectuado, sendo o objectivo do mesmo propor uma solução viável que possa contribuir para melhorar o desempenho do tratamento secundário da ETAR de Frielas.

2 Metodologia

A metodologia de trabalho seguida para a elaboração da presente dissertação, assentou essencialmente em três vertentes: recolha de elementos bibliográficos, recolha e análise de informação sobre a ETAR de Frielas e a conjugação da informação obtida através do levantamento bibliográfico com a informação recolhida sobre a ETAR de Frielas.

O ponto de partida para este trabalho consistiu num levantamento bibliográfico preliminar sobre sistemas de tratamento de águas residuais, depois deste levantamento seguiu-se a recolha de informação sobre a ETAR de Frielas e o tratamento de dados analíticos referentes ao funcionamento desta instalação. Paralelamente ao tratamento de dados efectuou-se um levantamento bibliográfico complementar que conjuntamente com a informação obtida sobre a ETAR de Frielas e o resultado do tratamento de dados permitiu a obtenção de um diagnóstico da situação da linha de tratamento da ETAR de Frielas, no que se refere ao tratamento secundário. Depois de concluído o diagnóstico da situação e consequente identificação de problemas, seguiu-se a apresentação de uma solução com objectivo de melhorar a eficiência do tratamento secundário da ETAR de Frielas, no caso a implantação de um selector anaeróbio, e analisou-se as implicações dessa mesma solução no funcionamento do tratamento secundário. Por último tiram-se algumas conclusões acerca dos efeitos previsíveis da implementação da solução apresentada.

Na Figura 2-1 é apresentado um esquema da metodologia seguida na elaboração da presente dissertação.

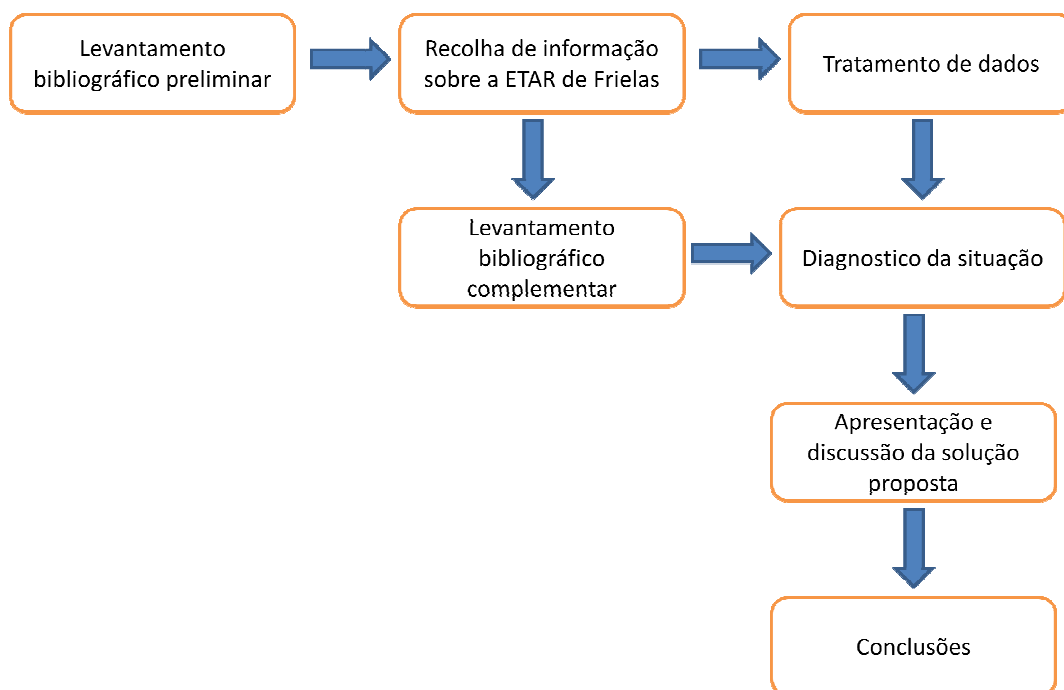


Figura 2-1 Esquema da metodologia adoptada na realização desta dissertação.

3 Processo de tratamento de águas residuais por lamas activadas

3.1 Características gerais do processo de lamas activadas

O processo de tratamento de águas residuais por lamas activadas foi assim denominado por Arden e Lockett em 1914, na sequência dos seus trabalhos desenvolvidos em Manchester, em que estudaram o arejamento de águas residuais e onde verificaram que este processo envolvia a produção de uma massa de microrganismos activa, capaz de estabilizar aeróbiamente matéria orgânica presente nessas mesmas águas residuais. No entanto as suas origens remontam ao início da década de 1880 e aos trabalhos do Doutor Angus Smith que investigou a relação entre o arejamento de águas residuais em tanques e a oxidação da matéria orgânica presente nas mesmas (Metcalf & Eddy, 2003).

O princípio de funcionamento de um processo de lamas activadas que funcione em regime contínuo consiste na mistura da água residual afluenta ao reactor biológico (tanque de arejamento) com a lama biológica (lama activada) no interior do mesmo, denominando-se o conteúdo do reactor, resultante desta mistura, de licor misto. Do tanque de arejamento, o licor misto segue para uma operação de decantação secundária, onde por acção da gravidade se separa a lama biológica da água residual tratada. A lama biológica sedimentada é recirculada para o tanque de arejamento de forma a manter uma população microbiológica concentrada capaz de degradar os constituintes da água residual afluenta. Como os microrganismos vão sendo constantemente sintetizados no decorrer do processo, a biomassa em excesso tem que ser removida do sistema, podendo esta purga de lamas ser feita a partir da lama sedimentada no decantador secundário ou directamente a partir do tanque de arejamento (Water Environment Federation, 2003).

O processo de lamas activadas consiste em duas fases, arejamento e sedimentação da lama. As principais componentes que constituem o processo são resumidas no Quadro 3-1. Na primeira fase a água residual aflui ao tanque de arejamento que contem a população microbiana e onde é adicionado ar por intermédio de agitadores de superfície (arejadores mecânicos) ou por difusores que utilizam ar comprimido. O arejamento tem uma dupla função, fornecer oxigénio aos microrganismos aeróbios do reactor para a sua respiração e manter os flocos microbianos num estado contínuo de suspensão agitada, que assegura um máximo contacto entre a superfície do floco e a água residual. A contínua acção de mistura é importante não só para assegurar alimento adequado, mas também um gradiente de concentração de oxigénio

máximo para promover transferência de massa e ajudar a dispersar produtos finais do metabolismo do interior do floco (Gray, 2004).

Na fase de sedimentação efectua-se a separação da biomassa do efluente tratado, sendo a lama sedimentada é reencaminhada para o tanque de arejamento. A sedimentação é normalmente a última etapa de tratamento antes da descarga no meio receptor e para além de dever assegurar um sobrenadante com poucos sólidos em suspensão para que se cumpram os limites de descarga, deve também produzir uma lama sedimentada suficientemente espessada para que se mantenha uma concentração razoável de lama activada no tanque de arejamento (Wilén e Balmér, 1999).

O material orgânico presente no efluente final de uma instalação de lamas activadas é essencialmente particulado, pelo que a performance pretendida na decantação secundária é normalmente expressa em termos de concentração de sólidos, tipicamente ≤ 30 mg/l (Wilén e Balmér, 1999; Casey, 1997).

A carga hidraulica é o principal critério de design de decantadores secundarios em processos de lamas activadas, utilizando-se usualmente valores da mesma entre os 0,8 e os 1,2 m/h (Casey, 1997).

Quadro 3-1 Principais componentes de um sistema de lamas activadas (Gray, 2004).

Componente	Descrição
Reactor biológico	O reactor biológico pode ser um tanque, uma lagoa ou vala. Um factor essencial para o bom funcionamento de um reactor biológico é o seu conteúdo ser adequadamente misturado e arejado. O reactor também é conhecido como tanque de arejamento
Lama activada	A lama activada é a biomassa microbiana que se encontra no interior do reactor biológico e é composta maioritariamente por bactérias e outra microfauna e flora. A lama é uma suspensão floclulenta desses microrganismos e a mistura da mesma com a água residual é vulgarmente designada de licor misto. A concentração normal de sólidos em suspensão no licor misto (MLSS) é de 2000 -5000 mg/l.
Sistema de arejamento/mistura	O arejamento e a mistura da lama activada e da água residual afluente são essenciais. Estas tarefas podem ser feitas separadamente, no entanto normalmente utiliza-se um só sistema para realizar ambas, podendo ser utilizado arejamento de superfície ou arejamento por ar difuso.
Tanque de sedimentação (decantador secundário)	A sedimentação da lama activada que sai do reactor biológico por força do fluxo de água residual afluente ao mesmo é necessária. Esta separa a biomassa microbiana do efluente tratado.
Lama recirculada	A lama activada sedimentada na decantação secundária é recirculada de volta para o reactor biológico para manter a população microbiana a uma concentração requerida para assegurar a continuidade do tratamento.

Como todos os processos biológicos de tratamento, o processo de lamas activadas é suportado por uma cultura mista de bactérias para levar a cabo a oxidação básica da matéria orgânica presente, onde também organismos predadores se encontram presentes, formando assim um ecossistema completo com vários níveis tróficos. O tanque de arejamento de um processo de lamas activadas é um verdadeiro ecossistema aquático, apesar de os elevados níveis de carga orgânica e de actividade bacteriana serem pouco prováveis de igualar em qualquer habitat aquático natural. O arejamento constante e a recirculação de lama fazem com seja um ambiente inóspito para grande parte das espécies aquáticas, especialmente para aquelas que têm uma dimensão superior à da pequena mesofauna, como rotíferos e nemátodes ou aquelas que têm ciclos de vida longos (Gray, 2004).

Os principais grupos biológicos presentes numa lama activada são bactérias, fungos, protozoários, rotíferos, e nemátodes (Gray, 2004). Tipicamente o número de bactérias numa lama activada situa-se entre 1×10^{12} e 10×10^{12} /g SSV, sendo que vulgarmente 80% destas se encontram activas ou vivas (Nielsen et. al., 2004).

As bactérias são os microrganismos mais importantes no processo de lamas activadas, surgindo numa posição relativamente secundária fungos, protozoários e metazoários. Os géneros de bactérias mais importantes são *Acinetobacter*, *Arthrobacter*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Citromonas*, *Chromobacterium*, *Flavobacterium*, *Flexibacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* e *zoogloea*. Bactérias de outros géneros são encontradas em menor abundância, menor frequência, ou somente em algumas condições específicas como no caso das bactérias associadas à remoção biológica de azoto como *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, bactérias metabolizadoras de enxofre como *Beggiatoa* e *Thiothrix* e bactérias filamentosas como *Sphaerotilus*, *Haliscomenobacter*, *Microthrix* e *Nostocoida* (Eckenfelder e Grau, 1992).

Apesar de colocados num plano secundário, os protozoários desempenham um papel extremamente importante em processos de tratamento biológico aeróbios, como é o caso das lamas activadas, uma vez que ao consumirem as bactérias soltas e a partículas coloidais, os protozoários auxiliam a obtenção de um efluente clarificado. Os protozoários requerem idades de lamas mais elevadas que as bactérias heterotróficas, preferem concentrações de OD acima de 1ppm e são sensíveis a materiais tóxicos, pelo que a sua presença é um bom indicador de um sistema a funcionar correctamente (Metcalf & Eddy, 2003).

Os principais agentes tóxicos para a população biológica de uma lama activada mais comuns em águas residuais podem ser divididos em dois grupos: metais (ex. chumbo, crómio, cádmio, zinco, manganês, etc.) e oxidantes (ex. peróxidos, cloroaminas, permanganatos, etc.) (Russell, 2006).

Idealmente, o processo de lamas activadas deveria ser operado o mais próximo possível de condições limitantes de alimento de forma a encorajar a respiração endógena, na qual os microrganismos utilizam o seu próprio conteúdo celular, reduzindo desta forma a quantidade de biomassa produzida. Durante a fase de respiração endógena, a taxa de respiração decresce até um nível mínimo que apenas é suficiente para a manutenção da célula. Contudo, em condições normais de operação o crescimento da população microbiana e a acumulação de sólidos não biodegradáveis resulta num incremento da quantidade de lama activada produzida (Gray, 2004).

Na sua forma mais simples um sistema de lamas activadas cinge-se à remoção de carga carbonatada, podendo ser dimensionado para que também se obtenha um efluente nitrificado. No entanto modificações introduzidas no processo básico permitem alcançar a remoção de fósforo, de azoto ou mesmo de ambos (Water Environment Federation, 2003).

3.2 Principais parâmetros associados ao processo de lamas activadas

3.2.1 Carga mássica

A carga mássica (F/M) traduz a quantidade de substrato, expressa em CBO ou CQO, disponível para a biomassa num processo de lamas activadas. Consoante o seu valor, um processo pode ser classificado como sendo de alta carga ou arejamento rápido, média carga ou arejamento convencional, baixa carga ou arejamento prolongado, ou como sistema de oxidação total.

3.2.1.1 Alta carga ou arejamento rápido, F/M superior a 0,5 kg CBO₅/ kg MLSS dia⁻¹

Neste tipo de instalações consegue-se remover cerca de 80% da CBO₅, com um consumo de oxigénio de 0,65-0,8 kg O₂/kg CBO₅ removida. O volume do reactor biológico permite um tempo de retenção máximo de 3 horas, a concentração de MLSS varia de 1 a 2 g/l e tem-se uma produção de lamas superior a 0,8 kg/kg CBO₅, sendo a CBO₅ do efluente final relativamente elevada (Fantei et. al., 1992).

3.2.1.2 Média carga ou arejamento convencional, F/M compreendida entre 0,15 e 0,5 kg CBO₅/ kg MLSS dia⁻¹

O rendimento de remoção deste tipo de instalações é de cerca de 90% da CBO₅, com um consumo de oxigénio de 1-1,2 kg O₂/kg CBO₅ removida. O tempo de retenção no reator biológico situa-se entre as 3 e as 16 horas e a uma concentração de MLSS entre 1,5 a 4 g/L. A produção de lamas num sistema de média carga é inferior a 0,6 kg/kg CBO₅ e o efluente final deste tipo de instalação é de forma geral de boa qualidade, com um teor em sólidos suspensos totais (SST) inferior a 20 mg/L e uma CBO₅ baixa (Fantei et. al., 1992).

3.2.1.3 Baixa carga ou arejamento prolongado, F/M compreendida entre 0,05 e 0,15 kg CBO₅/ kg MLSS dia⁻¹

Neste regime de funcionamento consegue-se um rendimento de remoção superior a 90% da CBO₅, com um consumo de oxigénio de cerca de 1,6 kg O₂/kg CBO₅ removida. A produção de lamas é relativamente baixa, inferior a 0,4 kg/kg CBO₅ e o tempo de retenção no reator biológico situa-se entre as 16 e as 40 horas (Fantei et. al., 1992).

3.2.1.4 Oxidação total, F/M inferior a 0,05 kg CBO₅/ kg MLSS d⁻¹

Instalações a operar neste regime conseguem apresentar um rendimento de remoção a rondar os 95% da CBO₅, a produção de lamas é praticamente inexistente e o consumo de oxigénio é de cerca de 2,2 kg O₂/kg CBO₅ removida, sendo o tempo de retenção no reator biológico superior a 40 horas (Fantei et. al., 1992).

3.2.2 Idade de lamas

A idade de lamas é calculada como sendo a soma de toda a quantidade de lama presente no sistema dividida pela taxa de perda de lama do sistema, ou seja traduz o tempo de permanência da biomassa no sistema, e afecta o carácter e a condição dos flocos de lama activada no interior do tanque de arejamento. Se o sistema se encontrar em equilíbrio em termos de que a quantidade de lama no tanque de arejamento seja constante, a purga de lamas do sistema irá representar a produção de lamas do mesmo (Gray, 2004).

A idade de lamas é um factor operacional que permite controlar a actividade da lama uma vez que a idade de lamas é reflexo da taxa de crescimento específico da lama e por isso pode ser considerada como uma medida da actividade da lama. Uma idade de lamas reduzida (< 0,5 dias) indica uma lama com uma elevada taxa de crescimento, como usualmente se utiliza em sistemas de alta carga utilizados para pré-tratamento ou tratamento parcial. Uma idade de

lamas elevada (> 20 dias) indica uma lama com uma taxa de crescimento baixa como é comum verificar-se em sistema de arejamento prolongado. Os sistemas de arejamento convencionais (média carga) operam com idades de lamas entre 3 e 4 dias e a lama apresenta uma boa sedimentabilidade, contudo idades de lama acima dos 6 dias ou abaixo dos 3 dias apresentam uma redução da sua sedimentabilidade. A idade de lamas é controlada através da taxa de purga de lamas do sistema (Gray, 2004).

3.2.3 Regime hidráulico do reactor biológico

3.2.3.1 Mistura completa

Num reactor de mistura completa assume-se que a mistura completa ocorre instantaneamente e uniformemente ao longo de todo o reactor assim que as partidas do fluido entram no reactor (Metcalf & Eddy, 2003).

Nesta configuração, o afluente é distribuído rapidamente pelo tanque e as características de operação em termos de MLSS, taxa de respiração e CBO dissolvida são uniformes em todo o reactor. Devido ao facto de toda a massa líquida do tanque ter as mesmas características que o efluente, apenas uma quantidade reduzida de alimento está disponível para a massa de microrganismos presente. Nos últimos anos os sistemas de mistura completa têm caído em desuso porque baixas concentrações de alimento e concentrações de oxigénio dissolvido (OD) baixas ou variáveis podem estimular o crescimento de bactérias filamentosas, existindo contudo inúmeros casos de instalações a funcionar em mistura completa que produzem excelentes resultados (Water Environment Federation, 2003).

O reactor de mistura completa foi em parte desenvolvido, pelo facto de que um maior volume permitia uma maior diluição e desta forma mitigar os efeitos de descargas tóxicas (Metcalf & Eddy, 2003).

3.2.3.2 Fluxo pistão

Num reactor de fluxo pistão as partículas do fluido passam ao longo do reactor com uma mistura longitudinal mínima ou mesmo nula e saem do reactor na mesma sequência com que entram, permanecendo dentro do mesmo por um período de tempo igual ao tempo de retenção teórico (Metcalf & Eddy, 2003).

Uma das características dos reactores de fluxo pistão é de que possuem uma elevada carga orgânica à cabeça, carga, essa, que vai diminuindo ao longo da extensão do reactor conforme

a matéria orgânica da água residual vai sendo assimilada, sendo que na parte terminal do tanque o consumo de oxigénio deve-se essencialmente à respiração endógena. A elevada carga orgânica verificada à cabeça destes sistemas desencoraja o crescimento da maioria dos tipos de bactérias filamentosas e geralmente melhora a sedimentação da lama em comparação com sistemas de mistura completa se forem mantidos os níveis de OD necessários ao longo do tanque. A configuração fluxo pistão tem uma maior capacidade para lidar com choques de carga, minimizando a possibilidade de existir passagem de substrato não tratado durante picos de caudal. Os reactores de fluxo pistão têm também uma vantagem nos casos em que se pretende um efluente com uma elevada concentração de OD, pois no caso de se pretender este objectivo com um reactor de mistura completa, todo o conteúdo do tanque teria de ser mantido a esse nível de OD para atingir o objectivo (Water Environment Federation, 2003).

O fluxo pistão era a configuração mais comum desde que o processo de lamas activadas se tornou comum, no início da década de 1920, até aos finais da década de 1970. Contudo o uso de reactores de fluxo pistão tornou-se problemático quando efluentes industriais começaram a ser introduzidos devido aos efeitos tóxicos de algumas descargas (Metcalf & Eddy, 2003).

3.2.4 Regime de funcionamento do sistema de lamas activadas

3.2.4.1 Regime contínuo

A operação do processo de lamas activadas em regime contínuo caracteriza-se pelo facto de os órgãos do tratamento secundário (reactor biológico e decantador secundário) apresentarem um fluxo contínuo de entrada e saída, em que o caudal que sai é igual ao que entra. Este fluxo de caudal pode ser controlado pela afluência de água residual à estação ou pode ser constante no caso de existir uma etapa de equalização de caudal a montante do tratamento secundário.

Apesar das primeiras instalações de lamas activadas terem sido operados num modo descontínuo, tanto em Inglaterra como nos Estados Unidos rapidamente se procedeu à mudança do regime de operação para contínuo. Esta mudança permitiu um aumento da capacidade de tratamento das instalações de lamas activadas e eliminar algumas das desvantagens iniciais dos reactores em descontínuo, onde se incluíam (Wanner, 1994):

- elevadas taxas de descarga de efluente, quando comparadas com fluxo de afluência, um factor importante quando se trata de um meio receptor sensível;
- colmatção dos difusores de ar durante a sedimentação do licor misto;

- operação trabalhosa, quando não existia automação a mudança de ciclos operacionais tinha que ser efectuada manualmente.

3.2.4.2 Regime descontínuo

O processo de lamas activadas também pode ser operado em descontínuo, denominado por “Sequencing Batch Reactors” (SBR). Um sistema SBR envolve um único reactor de mistura completa no qual ocorrem todos os passos de um processo de lamas activadas. Para o tratamento de águas residuais domésticas com afluência contínua de caudal, são necessários no mínimo dois tanques, para que quando um está na fase de enchimento o outro passe pelas fases de arejamento, sedimentação e descarga de efluente. Um SBR opera num determinado número de ciclos por dia mantendo-se o licor misto no interior do reactor durante todo o ciclo, eliminando assim a necessidade de decantadores secundários, efectuando-se a purga de lamas em excesso normalmente durante a fase de arejamento (Metcalf & Eddy, 2003).

Usualmente o tempo de um ciclo completo de um reactor SBR demora entre 4 e 48 horas e a idade de lamas varia entre 15 e os 70 dias. A relação F/M varia consoante o tempo de duração do ciclo, mas tipicamente situa-se na gama de 0,03 a 0,18 kg CBO/kg MLSS dia (Gray, 2004).

A operação no modo SBR permite um melhor controlo do licor misto ao nível das condições de OD e redox e este tipo de reactores também podem ser utilizados para nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de nutrientes (Gray, 2004).

Embora o sistema SBR, seja uma variante que tem vindo a ser promovida recentemente, como resultado de esforços extensivos no desenvolvimento de modificações ao processo, este não é um sistema novo, uma vez que todas as estações de lamas activadas à escala industrial, colocadas em funcionamento entre 1914 e 1920 eram projectadas como sistemas batch. Depois da preferência generalizada por sistemas de fluxo contínuo, o interesse pelos sistemas batch renasceu no início da década de 1960 com o desenvolvimento de novas tecnologias e equipamentos (Orhon e Artan, 1994).

3.3 Oxidação aeróbia de matéria orgânica

Desde o início da década de 1900 que os principais objectivos do tratamento biológico de águas residuais são a remoção de constituintes e compostos orgânicos para prevenir uma excessiva redução do OD nos meios receptores de descargas de águas residuais domésticas ou industriais, remoção de sólidos em suspensão e coloidais para evitar a acumulação de sólidos e

a criação de condições desagradáveis nos meios receptores, e a redução da concentração de organismos patogénicos descarregados nos meios receptores (Metcalf & Eddy, 2003).

Devido à existência nas águas residuais de uma vasta gama de constituintes e compostos, o seu conteúdo orgânico é usualmente quantificado em termos de carência bioquímica de oxigénio (CBO) e carência química de oxigénio (CQO) (Metcalf & Eddy, 2003).

Quando uma lama activada é misturada com água residual, ocorre uma rápida assimilação de substratos orgânicos. Esta remoção instantânea pode ser atribuída essencialmente ao substrato particulado presente na água residual. Os mecanismos de transferência do substrato particulado da massa líquida para os flocos de lamas activada são (Wanner, 1994):

- agregação de partículas na estrutura dos flocos de lama activada.
- adsorção de material coloidal;
- absorção e adsorção de compostos orgânicos solúveis de grande peso molecular.

Simultaneamente a estes processos físico-químicos, ocorre a acumulação de compostos orgânicos simples (substratos facilmente assimiláveis). A acumulação em células bacterianas é extremamente rápida, pelo que os compostos acumulados não são simultaneamente metabolizados e permanecem no interior das células por um certo período de tempo. A capacidade de acumulação é limitada pela quantidade de energia que cada célula pode despende para manter os compostos acumulados com uma elevada pressão osmótica no interior dos vasos de acumulação (Wanner, 1994).

A acumulação é um processo bastante rápido, no qual pequenas moléculas orgânicas são acumuladas no interior das células a uma velocidade superior àquela a que são consumidas. Devido ao baixo peso molecular e consequente elevada pressão osmótica, as células não conseguem acumular grandes quantidades destes produtos, pelo que estas necessitariam de despende demasiada energia para os manter no seu interior. Assim a acumulação representa apenas um armazenamento imediato a curto prazo, que as células apenas utilizam em condições de elevadas concentrações externas destes compostos simples que podem ser acumulados como é o caso de mono e dissacáridos, ácidos gordos de baixo peso molecular, álcoois e aminoácidos (Eckenfelder e Grau, 1992). Depois da acumulação os compostos orgânicos ou são metabolizados ou são convertidos em produtos armazenados (Wanner, 1994).

O armazenamento é um processo lento, em que através de modificações químicas e reestruturações os compostos orgânicos acumulados são convertidos em alguns tipos de grandes moléculas, que representam produtos de armazenamento com uma pressão osmótica desprezível. Estes produtos podem ser armazenados por um período de tempo longo sem gastos energéticos significativos. Os produtos típicos de armazenamento são polissacáridos, lipídios como poli-hidroxido-butirato (PHB) e polifosfatos (Eckenfelder e Grau, 1992).

A maior parte das substâncias orgânicas retidas pela lama activada imediatamente depois de esta ter contacto com a água residual, encontram-se numa forma que não permite que estejam disponíveis para o metabolismo intracelular. As moléculas dos compostos orgânicos adsorvidos/absorvidos são demasiado grandes, pelo que não conseguem penetrar as membranas celulares. Do ponto de vista químico estes substratos, que permanecem adsorvidos aos flocos de lamas activadas e não penetram directamente nas células individuais são polímeros orgânicos. Os compostos orgânicos de elevado peso molecular mais comuns em águas residuais são polissacáridos, lipídios e proteínas (Wanner, 1994).

Estes polímeros têm que ser degradados em estruturas que possuam cadeias com apenas alguns monómeros, antes de passarem pelas membranas celulares por transporte enzimático. Este processo de degradação denomina-se por hidrólise e é levado a cabo por enzimas especializadas denominadas por hidrolases (Wanner, 1994).

Os polissacáridos que servem quer como fonte de energia quer como fonte de carbono, são enzimaticamente despolimerizados em dois passos, o primeiro consiste na passagem de polissacáridos a oligassacáridos e o segundo passo consiste na passagem de oligassacáridos a monossacáridos simples como a glucose e a frutose (Wanner, 1994).

Os Lipídios são polímeros orgânicos formados por glicerol e ácidos gordos de cadeia longa. Os lipídios são uma fonte importante de energia (substrato) para todos os organismos vivos devido ao seu conteúdo altamente energético. Antes de os lipídios poderem ser explorados como fonte de energia, têm que ser hidrolisados por enzimas denominadas por lípases. As moléculas de lipídios são quebradas em glicerol e em ácidos gordos de cadeia longa, sendo o glicerol posteriormente metabolizado na glicólise, processo no qual as moléculas de ácidos gordos são ciclicamente encurtadas (Wanner, 1994).

O principal papel das proteínas no metabolismo dos microrganismos organotróficos é o de fornecer às células materiais construtivos utilizados na síntese de nova biomassa. O papel

energético dos compostos proteicos não relevante quando comparado com o dos lipídios e dos hidratos de carbono, pelo que as proteínas podem ser consideradas mais como fonte de carbono do que substrato. As enzimas encarregues de hidrolisar as proteínas podem ser divididas em dois grupos (Wanner, 1994):

- i. Endopeptinas, que quebram as ligações químicas no interior da cadeia peptídica;
- ii. Exopeptinas (especializadas em quebrar quer ligações com carbono quer ligações com azoto), que degradam as partes terminais dos polímeros peptídicos.

Cerca de 90% dos aminoácidos libertados dos polímeros proteicos são utilizados na síntese de nova biomassa, os restantes entram na via catabólica, especialmente como fonte de compostos orgânicos azotados (Wanner, 1994).

Depois da hidrólise exacelular dos polímeros orgânicos, os fragmentos dos polímeros e as moléculas simples são transferidas para as células, onde são metabolizadas pelo complexo enzimático interno das células. O metabolismo consiste em dois processos simultâneos, catabolismo e anabolismo (Wanner, 1994).

No processo catabólico, também denominado de respiração, os microrganismos utilizam parte do substrato orgânico para a produção de anidrido carbónico, água e uma quantidade de energia com que promovem, usando o restante substrato, o seu crescimento e reprodução, denominando-se este último processo por anabolismo ou metabolismo de síntese; esta última reacção permite a transformação de parte da matéria orgânica poluente em lama activada (Fantei et. al., 1992).

3.4 Remoção biológica de nutrientes

Existem diversas razões ou benefícios, a nível ambiental, económico e operacional para que se utilize o processo de remoção biológica de nutrientes no tratamento de águas residuais. De todos, o controlo da eutrofização no meio receptor da água residual é o que mais se destaca (Randall et. al., 1992).

Historicamente, as necessidades de tratamento eram determinadas pela necessidade de proteger os recursos de oxigénio do meio receptor, sendo isso assegurado primeiro pela remoção de partículas sólidas e matéria orgânica dissolvida das águas residuais antes de as lançar no meio receptor. No entanto, nos anos mais recentes tem-se dado ênfase na redução da quantidade de nutrientes (azoto e fósforo) que são descarregados para os meios

receptores, uma vez que estes estimulam o crescimento de algas e outras formas de vida fotossintéticas aquáticas, que conduzem a um aceleração do processo de eutrofização, esgotamento dos recursos de oxigénio e alterações indesejadas nas populações aquáticas (Randall et. al., 1992).

O impacte potencial da descarga de nutrientes nos recursos de oxigénio dos meios receptores pode ser ilustrado pela quantidade de matéria orgânica que pode ser gerada pelos mesmos. Se um quilo de fósforo for completamente assimilado por algas e utilizado para a síntese de nova biomassa a partir da fotossíntese e elementos inorgânicos, serão gerados 111 kg de biomassa com uma CQO de 138 kg, assim, considerando uma descarga com 6 mg/l de fósforo, esta pode potencialmente resultar numa produção de CQO equivalente a 828 mg/l. Por sua vez, 1 kg de azoto pode estimular a produção de 16 kg de biomassa de algas, o equivalente a 20 kg de CQO, tomando como exemplo uma descarga de 30 mg/l de azoto, esta pode levar à produção de uma CQO de 600 mg/l (Randall et. al., 1992).

Os processos de remoção biológica de nutrientes (RBN) são levados acabo por bactérias heterotróficas, e estas requerem matéria orgânica para o seu metabolismo, assim para a remoção de 1 mg/l de azoto via desnitrificação será requerida uma quantidade específica de CQO utilizável, passando-se o mesmo para a remoção por via biológica de 1 mg/l de fósforo (Randall et. al., 1992).

Para o processo de desnitrificação biológica são necessários 8,6 mg /l de CQO de água residual por cada mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ reduzido a azoto gasoso (Randall et. al., 1992).

3.4.1 Remoção biológica de fósforo

Quando comparado com a abundância natural de outros componentes nutricional e estruturalmente importantes para os biota (carbono, hidrogénio, azoto, oxigénio, enxofre), o fósforo é o menos abundante de todos, sendo portanto o que mais vezes limita a produtividade biológica (Wetzel, 1993).

Nos anos mais recentes os sistemas de remoção biológica de fósforo têm sido mais comumente utilizados que os processos químicos de remoção de fósforo. De um ponto de vista da recuperação, a remoção biológica de fósforo é muito mais promissora, pois o fósforo é de tal forma concentrado na lama activada, que a sua recuperação se torna relativamente fácil (Janssen et. al., 2002).

O processo de remoção biológica de fósforo é baseado no princípio de que alguns tipos de bactérias têm a capacidade de armazenar grandes quantidades de ortofosfato solúvel nas suas células sob a forma de polifosfatos insolúveis (Janssen et. al., 2002). E em lamas activadas é um processo que assenta na alternância sequencial entre períodos anaeróbios e aeróbios (Oehmen et. al., 2005).

A mistura do influente com a lama activada numa zona estritamente anaeróbia (tanque ou fase) sem a presença de nitrato e, ou oxigénio é a condição principal para que o processo de remoção biológica de fósforo ocorra. As bactérias acumuladoras de fósforo (PAOs) assimilam substrato sob condições anaeróbias na forma de acetato ou outro AGV e convertem-no num produto carbonatado armazenado, como por exemplo PHB (poli-hidroxido-butirato). A energia necessária para a assimilação do substrato e sua conversão provem da quebra dos polifosfatos armazenados, desta quebra resulta uma libertação de fósforo sob a forma de ortofosfato para a fase líquida (Janssen et. al., 2002).

Em condições aeróbias ou anoxicas as reservas de carbono, presentes na forma de PHB, são oxidadas com oxigénio ou nitrato. A energia libertada é utilizada pelas PAOs para assimilarem o ortofosfato da fase líquida, armazenando-o na célula como polifosfato, e para o seu crescimento, sendo o fosfato removida da água residual por via do crescimento das PAOs. Mantendo a quantidade de lamas constante no sistema de lamas activadas por via da remoção da lama em excesso, o fosfato armazenado é removido do sistema de tratamento (Janssen et. al., 2002).

Um esquema do processo de remoção biológica de fósforo acima descrito é apresentado na Figura 3-1.

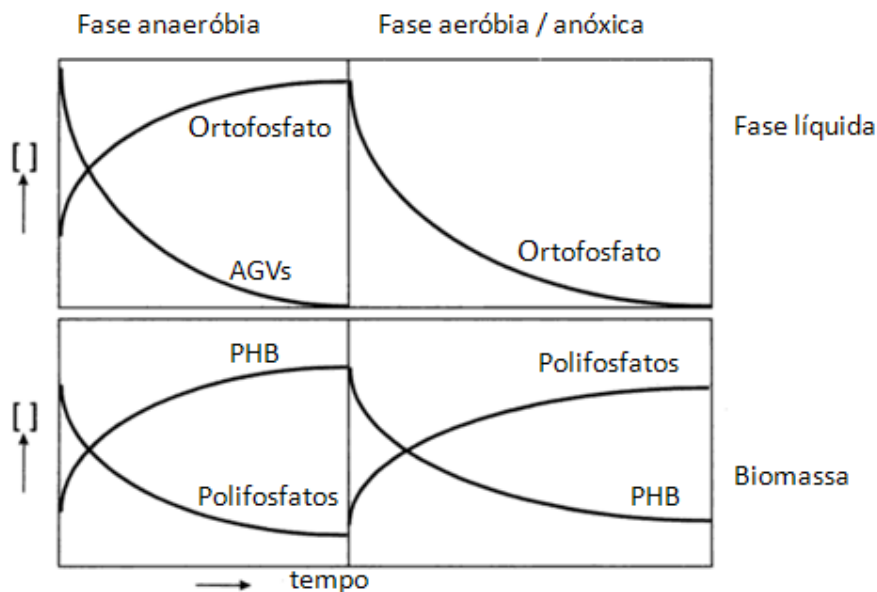


Figura 3-1- Princípio base da remoção biológica de fósforo. (Janssen *et. al.*, 2002)

O polifosfato armazenado é considerado como uma reserva de energia, e sob algumas condições de processo isto proporciona uma vantagem para que as PAOs cresçam em relação aos organismos não PAOs presentes na lama activada (Janssen *et. al.*, 2002).

3.4.2 Remoção biológica de azoto

A remoção de azoto por processos biológicos de nitrificação e desnitrificação desenrola-se em duas etapas, na primeira etapa (nitrificação) a amónia (NH_4) é convertida aeróbiamente em nitrato (NO_3) com a formação intermediária de nitrito (NO_2) e na segunda etapa (desnitrificação) os nitratos são convertidos em azoto gasoso (N_2) ou óxido nitroso (N_2O) sob condições anoxicas (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

Por cada g de $\text{NH}_4 - \text{N}$ oxidado a $\text{NO}_3 - \text{N}$ são consumidos 4,6 g de oxigénio, são destruídas 7,2 g de alcalinidade e são formadas 0,1 g de células (Mano, 2007).

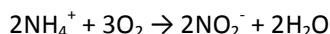
A nitrificação é o processo no qual se dá a oxidação biológica da amónia em nitrato, com a formação de nitrito como processo intermédio (Sedlak, 1991). É um processo biológico a dois passos, no qual amónia é oxidada a nitrito no primeiro passo e o no segundo, o nitrito é oxidado a nitrato (Metcalf & Eddy, 2003).

Este é um processo autotrófico, o que significa que a fonte de energia para o crescimento bacteriológico deriva da oxidação de compostos azotados, essencialmente amónia. Contrastando com os microrganismos heterotróficos, os nitrificantes utilizam dióxido de

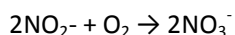
carbono como fonte de carbono em vez de carbono orgânico para a síntese de novas células. A produção de células nitrificantes por unidade de substrato metabolizado é bastante inferior à produção de células dos microrganismos heterotróficos e desnitrificantes (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

Os dois principais géneros de bactérias envolvidas no processo biológico de nitrificação são as *Nitrosomonas* e as *Nitrobacter*, no entanto as *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e as *Nitrosovibrio* são também bactérias nitrificantes. Cada um destes grupos possui limitações em termos de oxidação de certas espécies de compostos de azoto, as *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio* conseguem oxidar amónia em nitrito, mas não conseguem completar a oxidação em nitrato, estando por outro lado as *Nitrobacter* limitadas à oxidação de nitrito a nitrato. Esta diferença deve-se ao facto das *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio* serem exclusivamente autotróficas mas as *Nitrobacter* podem utilizar carbono orgânico como fonte alternativa de energia, sendo por isso mesmo esta espécie classificada como autotrófica facultativas (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993). No Quadro 3-2 é apresentada uma comparação entre algumas características das *Nitrosomonas* e das *Nitrobacter*. De seguida são apresentadas as várias reacções envolvidas no processo de nitrificação:

Nitrosomonas



Nitrobacter



Reacção global de oxidação



Quadro 3-2 Algumas características das bactérias nitrificantes *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. (Adaptado de Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

	<i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrobacter</i>
Dimensões	1 -1,5 µm	0,5 – 1 µm
Autotrófica	Obrigatória	Facultativa
Exigências de oxigénio dissolvido para nitrificar	Estritamente aeróbia	Estritamente aeróbia
Taxa máxima de crescimento a 20°C	0,5	0,8
Taxa de oxidação de azoto (mg N/g SSV a 20°C)	100	100
Taxa de crescimento celular (mg SSV/mg N)	0,08	0,03
pH óptimo	7,8 – 9,2	8,5 – 9,2
Gama de temperatura para o processo	5 – 35°C	5 – 35°C
Constante de saturação de azoto (mg N/l)	0,5	1
Constante de saturação de oxigénio (mg O₂ /l)	1,0	1,0

O processo biológico de desnitrificação envolve a redução do azoto sob a forma de nitrato (NO_3) a espécies azotadas gasosas. O azoto gasoso (N_2) é o principal produto deste processo, no entanto podem surgir também como produtos o óxido nitroso (N_2O) ou o óxido nítrico (NO). As espécies de azoto gasosos não estão imediatamente disponíveis para o crescimento biológico, pelo que a desnitrificação converte o azoto em formas inofensivas que não têm efeitos significativos no ambiente (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

O uso do oxigénio como aceitador final de electrões é energeticamente mais favorável que o uso do nitrato, pelo que a maior energia livre libertada pelo oxigénio, favorece-o quando este se encontra disponível, o que faz com que o processo de desnitrificação deve ser desenvolvido num ambiente anóxico para garantir que o nitrato e não o oxigénio é utilizado como aceitador final de electrões (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

Por cada g de $\text{NO}_3\text{-N}$ reduzido a N_2 são libertados 2,9 g de oxigénio, são recuperadas 3,0 g de alcalinidade e são consumidos 6,5 a 7,0 g de CQO quando a fonte de carbono utilizada é a água residual (Mano, 2007).

Distintamente da nitrificação, uma gama relativamente ampla de bactérias consegue efectuar a desnitrificação. Os géneros de bactérias que se sabe conterem bactérias desnitrificantes incluem *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archromobacter*, *Thiobacillus* e *Bacillus*. Estas bactérias são bastante diversas, tanto a nível bioquímico como taxonómico, na sua maioria são heterotróficas e algumas utilizam compostos com um carbono enquanto outras crescem de forma autotrófica com H_2 e CO_2 , ou com formas reduzidas de enxofre (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

A maioria destas bactérias processa a enzima *reductase* necessária para reduzir nitrato a azoto gasoso. Mas a alguma falta-lhes a enzima nitrato *reductase* e são denominadas de nitrito dependentes; e a outras falta a N_2O *reductase* e estas têm o N_2O como produto final. Existem ainda outras que possuem a N_2O *reductase* mas não conseguem produzir N_2O a partir de nitrato ou nitrito. Estes diferentes grupos de bactérias também efectuem a redução de nitrato pelo que é conhecido como um processo de dissimilação de nitrato, em que nitrato ou nitrito substituem o oxigénio no processo respiratório dos organismos sob condições anóxicas. Devido à capacidade destes organismos para usarem tanto o nitrato ou o oxigénio como receptor terminal de electrões enquanto oxidam matéria orgânica, estes organismos são denominados de bactérias heterotróficas facultativas (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

Grande parte dos organismos desnitrificantes conhecidos, não são estritamente anaeróbios, mas sim organismos facultativos, que em condições anoxicas utilizam o nitrato como aceitador final de electrões. Em processos combinados de nitrificação e desnitrificação, a lama é alternadamente exposta a condições aeróbias e anaeróbias, mas porque as bactérias desnitrificantes são facultativas, a mudança de um ambiente anóxico apenas coloca problemas de adaptação menores (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

O facto de que muitas das bactérias vulgarmente presentes nas águas residuais domésticas serem desnitrificantes, faz com que seja simples criar um ambiente apropriado para o processo de desnitrificação, centrando-se as necessidades na presença de nitrato, um dador de electrões (fonte de carbono) e um ambiente anaeróbio (que se torna anóxico na presença de nitrato) (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

O coeficiente de crescimento celular para as bactérias desnitrificantes é de 0,4 mg SSV por mg de $\text{NO}_3\text{-N}$ reduzido a N_2 , considerando a percentagem de azoto na matéria celular é de 10%, tem-se que 0,04 mg de N são assimiladas por cada mg de $\text{NO}_3\text{-N}$ convertido a azoto gasoso (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993 citando Chistensen e Harremoes, 1977 e Painter, 1970).

A relação C/N descreve a quantidade de matéria orgânica necessária por unidade de nitrato (quantificado em unidades de azoto $\text{NO}_3\text{-N}$), que é convertido a azoto gasoso por desnitrificação. Caso se verifique que a relação C/N de uma determinada instalação é inferior à que é estequiometricamente necessária, o processo de desnitrificação não se desenvolverá ou poderá ocorrer, mas com uma reduzida capacidade, o que consequentemente se traduz numa menor quantidade de nitrato ou nitrito a ser convertido em azoto gasoso (Halling-Sorensen e Jorgensen, 1993).

4 O floco biológico

As partículas numa lama activada podem ser divididas em duas fracções básicas, flocos e partículas primárias. Os flocos apresentam tipicamente um diâmetro de 25-1000 μm e as partículas primárias tais como bactérias e outros componentes do floco que têm um diâmetro de cerca de 0,5-5 μm . A presença de partículas primárias em suspensão no líquido deve-se à erosão dos flocos ou a fracas propriedades de floculação (Wilén et. al., 2003b).

Os flocos de lama activada consistem em numerosos constituintes tais como bactérias, substancias poliméricas extracelulares (EPS), partículas orgânicas e inorgânicas que juntamente com outros factores, tais como condições físicas, por exemplo tensões de ruptura, são responsáveis pela estrutura do floco e pelas propriedades do mesmo. Por sua vez as propriedades do floco exercem grande influência nas propriedades da lama como a floculação, sedimentabilidade e capacidade de desidratação (Nielsen et. al., 2004).

Tirando as células bacterianas, 80 a 95% da matéria orgânica dos flocos de lamas activadas consiste em vários tipos de material orgânico. A fracção das EPS é a maior fracção e consiste em polissacáridos, proteínas lipídios, ácidos nucleicos, substancias húmicas e vários heteropolímeros, sendo que de entre a fracção das EPS as proteínas são normalmente consideradas como a matéria dominante (Nielsen et. al., 2004).

Um dos aspectos mais importantes no processo de lamas activadas é natureza floculenta da biomassa microbiana. Tendo os flocos não só que ser eficientes na adsorção e subsequente absorção da fracção orgânica da água residual, como também têm que se separar rapidamente do efluente tratado na etapa de sedimentação (Gray, 2004).

As bases da formação de flocos de lama activada (biofloculação) assentam na capacidade que os microrganismos possuem de se agregarem entre si e a partículas não biológicas (Jenkins et. al., 2004).

O fenómeno da biofloculação pode ser descrito como uma interacção de exopolímeros de células individuais floculentas que formam uma matriz tridimensional. A ligação das células baseia-se na diminuição da carga electrostática superficial, sendo o mecanismo semelhante à floculação com recurso a polímeros sintéticos (Wanner, 1994).

Os biopolímeros exacelulares formam ligações entre os microrganismos, estes biopolímeros usualmente contribuem com 15 a 20% da massa total de MLSS. Para valores de pH neutros,

típicos de lamas activadas, estes polímeros possuem cargas negativas, sendo assumido que catiões bivalentes como Ca^{2+} e Mg^{2+} interagem com os polímeros carregados negativamente para formarem pontes de ligação que permitem que as células adiram umas às outras (Jenkins et. al., 2004).

As proteínas exercem a maior influência nas propriedades da superfície e na capacidade de flocular, apresentando forte correlação positiva com as cargas superficiais negativas e a capacidade de floculação (Wilén et. al., 2003a).

Sobeck e Higgins (2002) confirmaram que a adição de catiões bivalentes, Ca^{2+} ou Mg^{2+} , melhoravam as propriedades do floco ao nível da sedimentabilidade e robustez.

Varias espécies de microrganismos estão presentes na formação dos flocos (formadores de floco), principalmente bactérias heterotróficas, sendo este microrganismos formadores de floco representados essencialmente pelos géneros *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Arthobacter*, *Citromonas*, *Flavobacterium* e *Zoogloea* (Wanner, 1994; Jenkins et. al., 2004).

As células bacterianas representam apenas uma pequena porção do material orgânico dos flocos, situando-se a sua fracção entre os 5 a 20%, o que significa que os 80-95% de matéria orgânica restante consistem em material morto responsável por grande parte das propriedades coloidais e químicas do floco (Nielsen et. al., 2004).

Existem várias correlações estabelecidas entra as propriedades do floco e as propriedades da lama, relativamente à sedimentabilidade, (Nielsen et. al., 2004).

A dimensão do floco, a sua estrutura e a sua densidade são os parâmetros físicos mais importantes nas propriedades de separação sólido/liquido de lamas activadas, sendo em muitos casos desejável ter flocos de maior dimensão e densos que sedimentam mais rapidamente e que deixam uma menor turvação residual depois da sedimentação (Wilén et. al., 2003b).

A forma dos flocos de lama activada pode variar do mais ou menos esférico (é a forma mais comum) até ao extremamente irregular, sendo que a velocidade de sedimentação dos flocos é menor se estes tiverem uma forma irregular (Eikelboom, 2000).

Arejamento por ar difuso combinado com uma carga mássica relativamente elevada (> 0,3 kg CBO/kg MLSS dia), leva a que por vezes os flocos apresentam uma forma vincadamente

irregular. O crescimento de bactérias formadores de floco ao longo de filamentos que proliferam para lá do interior dos flocos também pode resultar em flocos com esta forma (Eikelboom, 2000).

Em termos de estrutura do floco, dois extremos podem ser distinguidos (Eikelboom, 2000):

- flocos compactos, nos quais as bactérias se encontram aglomeradas umas às outras de uma forma bastante compacta, apresentando geralmente estes flocos uma cor castanha.
- flocos abertos, nos quais a água consegue fluir através das partículas do floco.

A combinação de um arejamento por ar difuso e uma carga mássica inferior a 0,3 kg CBO/kg MLSS dia é associada a flocos compactos mesmo que bastantes bactérias filamentosas se encontrem presentes. Com cargas massicas mais elevadas e com este sistema de arejamento, os flocos apresentam muitas vezes uma forma mais irregular e consequentemente são mais abertos (Eikelboom, 2000).

Se o arejamento for efectuado por arejadores de superfície, os flocos que se formam são geralmente menos compactos. É muitas vezes explícito que os flocos contêm várias partículas mais pequenas. Isto é consequência da turbulência na zona mais próxima do arejador, sendo os flocos fragmentados em partículas mais pequenas. Se as bactérias filamentosas estiverem ausentes as partículas de floco voltam a reagregar-se em unidades de maior dimensão, mas torna-se óbvio que estas são na realidade constituídas por subflocos. Se se encontrarem presentes bactérias filamentosas, principalmente se a *Microthrix parvicella* estiver envolvida, podem originar-se aglomerados que são flocos abertos, nos quais as partículas do floco são agregadas umas às outras pelos filamentos (Eikelboom, 2000).

Quando se está na presença de um floco firme e robusto, o floco em si e o líquido que o rodeia encontram-se claramente separados (Eikelboom, 2000).

As bactérias formam flocos para que se consigam manter em ambientes deficitários em nutrientes. Os flocos oferecem protecção contra a predação por protozoários e ajudam as bactérias a evitarem serem arrastadas para fora do sistema. A necessidade de formar flocos diminui se mais alimento se encontrar disponível e se populações de espécies de crescimento rápido se tornarem predominantes. Desta forma a robustez do floco é grandemente

determinada pela carga mássica aplicada: quanto maior a carga mássica, mais fracos serão os flocos (Eikelboom, 2000).

Wilén et. al. (2000) registaram uma variação na robustez do floco ao longo do ano na ETAR de Aalborg Este, quer sob condições anaeróbicas quer em condições aeróbicas, tendo verificado um aumento da desfloculação a temperaturas mais baixas.

Barbusínski e Kóscielniak (1995) verificaram que geralmente depois da ocorrência de uma sobrecarga de substrato, os flocos ficam mais propensos a colapsar.

O tamanho dos flocos de lama activada pode variar desde os 10 a 20 μm até vários milímetros e consoante o seu diâmetro podem ser divididos em três classes, não se considerado para o diâmetro dos flocos filamentos que se estendam para lá da superfície do floco. Essas três classes são: flocos pequenos no caso de seu diâmetro ser inferior a 25 μm , flocos médios no caso de o seu diâmetro estar compreendido entre 25 e 250 μm e por flocos grande se o seu diâmetro for superior a 250 μm (Eikelboom, 2000).

Os flocos pequenos estão quase sempre presentes e se a sua percentagem não for muito elevada estes são removidas da água ao serem arrastados pelo manto de lamas, contudo se a sua percentagem for demasiados elevada (> 25%) isso pode resultar na descarga de lama no efluente secundário (Eikelboom, 2000).

O sistema de arejamento utilizado numa instalação tem uma influência significativa no tamanho do floco. Quando são utilizados arejadores mecânicos o tamanho do floco varia entre os 25 e os 250 μm . Com arejamento por ar difuso os flocos são significativamente maiores, situando-se na gama dos 250 a 1000 μm (vulgarmente > 500 μm) (Eikelboom, 2000).

Barbusínski e Kóscielniak (1995) concluíram que as características da carga orgânica exercem um efeito importante na distribuição do tamanho dos flocos em sistemas de lamas activadas, sendo que alterações de carga a longo termo causam maiores perturbações ao nível da distribuição do tamanho dos flocos que alterações mais rápidas mas de curta duração. Tendo os mesmos autores verificado que o tamanho dos flocos aumenta com o aumento da carga orgânica.

A concentração de oxigénio dissolvido (OD) também influencia as características do floco e consequentemente da lama activada. Baixas concentrações de OD, produzem lamas activadas com fracas propriedades de sedimentação e espessamento, essencialmente devido ao

crescimento excessivo de bactérias filamentosas e à formação de flocos porosos. Por sua vez concentrações elevadas de OD produzem flocos mais compactos que concentrações de OD baixas (Wilén e Balmér, 1999).

Conforme o floco vai crescendo e aumentando o seu tamanho, a difusão de nutrientes e oxigénio para o interior do floco e o movimento de metabólitos para o exterior do floco tornam-se mais difíceis. Gradientes de concentração tanto de oxigénio como de nutrientes formam-se ao longo do floco, com o centro dos flocos de maior dimensão a tornar-se anóxico ou mesmo anaeróbio (Gray, 2004).

À medida que o floco envelhece, este começa a ser colonizado por organismos que se alimentam de bactérias, como protozoários ciliados, nemátodes e rotíferos. Também aumenta a proporção do floco que compreende células mortas e material inerte, com as células vivas a encontrarem-se reunidas na superfície exterior da estrutura esponjosa do floco. Material continua a ser adsorvido ao floco e apesar de a completa oxidação apenas ser possível de efectuar pelas células vivas, as células mortas permanecem capazes de secretar enzimas. Conforme o floco vai envelhecendo, a taxa de oxidação também vai gradualmente declinando, contudo as bactérias nitrificantes de crescimento lento apenas se conseguem estabelecer no floco se utilizarem idades de lamas elevadas (Gray, 2004).

Na ausência da adição de químicos, os sólidos suspensos de uma lama activada que se desenvolve numa instalação que trate um efluente doméstico, contêm entre 60 a 90% de matéria volátil (Jenkins et. al., 2004).

A percentagem de células vivas na lama activada aumenta, consoante mais elevado for o valor de carga mássica aplicado (Eikelboom, 2000).

5 Indicadores de qualidade de uma lama activada

5.1 Índice biótico da lama (IBL)

O índice biótico da lama avalia a qualidade biológica de uma lama activada e foi proposto por Madoni em 1994, na tentativa de encontrar uma ferramenta de auxílio ao controlo rotineiro de uma instalação de lamas activas.

Este método baseia-se na diferente sensibilidade demonstrada por alguns grupos de protozoários ciliados aos principais parâmetros físico químicos e operacionais do processo, e na abundância e diversidade da microfauna. O que permite definir a qualidade biológica da lama por meio de valores numéricos convencionais (Madoni, 1994).

O IBL também considera os seguintes aspectos (Madoni, 1994):

- a riqueza de espécies tende a alterar-se consoante a carga mássica, sendo que normalmente a gama de carga mássica situada entre 0,2 a 0,3 kg CBO/kg MLSS dia é aquela que proporciona uma maior variedade de espécies presentes numa lama activada;
- a densidade da microfauna decresce consoante a carga mássica diminui. Sendo expectável que a microfauna seja menos abundante no tanque de arejamento de uma instalação de remoção biológica de azoto que no de uma instalação convencional.

A determinação do IBL faz-se com recurso a uma tabela de duas entradas, em que uma dessas entradas diz respeito ao grupo de protozoários ciliados dominante na lama activada e sua respectiva densidade e a outra entrada diz respeito à variedade de espécies presentes na lama activada (ver Anexo I), resultando o IBL da intersecção destas duas variáveis e sendo classificado em valores de 0 a 10.

O Quadro 5-1 mostra as classes qualitativas obtidas do valor de IBL e o que estas traduzem acerca da performance de um sistema de lamas activadas.

Quadro 5-1 Conversão dos valores de IBL em quatro classes de qualidade e respectivas apreciações em termos do que estas traduzem relativamente ao sistema de lamas activadas (Madoni, 1994).

Valor de IBL	Classe	Apreciação
8-10	I	Lama estável e muito bem colonizada; excelente actividade biológica; performance muito boa.
6-7	II	Lama estável e bem colonizada; actividade biológica em decadência; boa performance.
4-5	III	Depuração biológica insuficiente no tanque de arejamento; performance medíocre.
0-3	IV	Deficiente depuração biológica no tanque de arejamento; baixa performance.

5.2 Índice de volume de lama (IVL)

O índice de volume de lama (IVL) é definido como o volume em ml ocupado por 1 g de uma suspensão depois de 30 minutos de sedimentação. Apesar de o IVL não possuir um suporte teórico, a experiência tem demonstrado a sua utilidade no controlo de rotina do processo (APHA, 1995).

O IVL tradicional, como foi proposto por Mohlman em 1934, determina-se colocando uma amostra de licor misto, sem diluição, num cilindro graduado de 1 ou 2 l e mede-se o volume sedimentado passados 30 minutos de sedimentação, sendo o IVL calculado de acordo com a Equação 5-1 (Metcalf & Eddy, 2003).

Equação 5-1:

$$IVL = \frac{\text{Volume de lama sedimentada (ml l}^{-1}\text{)}}{\text{Sólidos em suspensão totais (g l}^{-1}\text{)}}$$

Existem inúmeras variações ao IVL tradicional proposto por Mohlman em 1934, dessas variações destacam-se o IVL agitado, em que a lama sofre uma ligeira agitação enquanto sedimenta, o IVL_{3,5} em que o ensaio de sedimentabilidade é efectuado com uma concentração de sólidos em suspensão de 3,5 g l⁻¹ e o IVL diluído em que são efectuadas diversas diluições, com factores de diluição múltiplos de dois, até que o volume sedimentado ao cabo de 30 minutos seja ≤ 200ml.

Lee et. al. (1983) avaliaram algumas variações ao método do IVL tradicional, tendo verificado que o IVL diluído é o melhor índice de sedimentabilidade da lama. O procedimento para a determinação do IVL diluído (IVLd) é o seguinte (Jenkins et. al., 2004):

- Preparam-se vários cilindros graduados de 1 l (o número depende do conhecimento prévio da sedimentabilidade da lama).

- ii. Utilizando efluente secundário clarificado (sem sólidos em suspensão), preparam-se várias diluições em múltiplos de 2 (i.e., sem diluição, diluição 1:1, diluição 1:3).
- iii. Agitar os cilindros individualmente de forma a distribuir uniformemente os sólidos em suspensão nos cilindros.
- iv. Deixar a lama sedimentar calmamente durante 30 minutos.
- v. Registar o volume sedimentado (VL_{30}) da primeira diluição em que este valor é ≤ 200 ml ($VL_{30} \leq 200$ ml).
- vi. Calcular o IVLd de acordo com a Equação 5-2.

Equação 5-2:

$$IVLd = \frac{VL_{30} (ml\ l^{-1}) \times 2^n}{SST (g\ l^{-1})}$$

Em que n é o número de diluições em factores múltiplos de 2 requeridas para obter $SV_{30} \leq 200$ ml e SST representa os sólidos suspensos totais do licor misto não diluído.

Jenkins et. al. (2004) apresentam uma alternativa ao método do IVLd acima descrito, estes autores nos seus ensaios efectuam diluições da amostra de licor misto até que o volume sedimentado seja ≤ 250 ml, de modo a minimizar interferências resultantes do efeito parede, e depois calculam o valor do IVLd de acordo com o método do IVL tradicional descrito na Equação 5-1, considerando o valor de SST da amostra diluída.

Uma lama activada pode ser classificada de acordo com o seu valor de IVL, o Quadro 5-2 mostra essa classificação.

Quadro 5-2 Classificação de uma lama activada de acordo com o seu valor de IVL (Wanner, 1994).

Tipo de lama	IVL ($mg\ l^{-1}$)
Boa sedimentação	<100
Leve	100-200
Bulking	>200

5.3 Índice de escumas (SI)

O índice de escumas é provavelmente o método mais exacto para prever a quantidade de espumas formadas em tanques de arejamento, e a extensão dos problemas daí resultantes (Wanner, 1994).

O índice de escumas (SI) é calculado de acordo com a Equação 5-3.

Equação 5-3

$$SI = \frac{\text{massa de biomassa na espuma}}{\text{massa total de biomassa}} \times 100$$

A porção da biomassa presente na espuma é estimada através de um ensaio de flotação, efectuado a uma taxa de arejamento standard de 10 m³/m³ h numa célula de flotação batch (com 80 mm de diâmetro e 500 mm de altura). A flotação é repetida várias, em que de cada uma das vezes se vai retirando as espumas que se formam, até que todos os organismos formadores de espumas sejam transferidos para as escumas. O índice de escumas pode ser utilizado para prever problemas operacionais resultantes da presença de microrganismos formadores de foaming na lama activada. A extensão dos problemas operacionais de acordo com o valor de SI é classificada de acordo com o Quadro 5-3 (Wanner, 1994).

Quadro 5-3 Relação entre o valor de índice de escumas a extensão dos problemas operacionais (Wanner, 1994).

SI (%)	Extensão dos problemas
0-0,5	Insignificante
0,5-6	Baixa
6-10	Moderada
10-15	Séria
>15	Desastrosa

6 Problemas da separação de sólidos em lamas activadas

Existem vários tipos de problemas de separação de sólidos em lamas activadas. Estes problemas são normalmente nomeados de acordo com os efeitos que causam no processo de tratamento e por causa disso, a sua definição nem sempre é precisa (Jenkins et. al., 2004).

O termo bulking é bastante utilizado quando se fala de problemas de separação de sólidos em lamas activadas, existindo autores como Martins et. al. (2004) que ao utilizarem o termo bulking assumem implicitamente que este está associado ao bulking filamentoso e outros como Novák et. al. (1993), que defendem que na definição de bulking não deve ser feita quaisquer alusão às causas do mesmo e definem o termo bulking como sendo um estado no qual a velocidade de sedimentação da lama activada é baixa e a compactação dos flocos de lama activada é fraca.

Neste trabalho segue-se a linha de Novák et. al. (1993) correspondendo o termo bulking por si só apenas à definição dada por estes autores e quando se aborda um tipo específico de bulking este é explicitamente referido (não filamentoso e filamentoso).

De acordo com Wanner (2004), a terminologia universalmente mais utilizada para classificar os problemas de separação de sólidos em lamas activadas é a seguinte:

- i. Crescimento disperso
- ii. Formação de microflocos
- iii. Bulking não filamentoso (gelatinoso)
- iv. Ascensão do manto de lamas
- v. Bulking filamentoso
- vi. Formação de espumas e escumas devido a microrganismos filamentosos (foaming biológico)

Os primeiros três problemas estão relacionados com a estrutura e a composição dos flocos, e são causados essencialmente por uma produção insuficiente ou exagerada de biopolímeros. Os dois últimos são claramente causados por uma abundância em excesso de microrganismos filamentosos na lama activada. A ascensão do manto de lamas tem sido incluída na lista de problemas de separação de sólidos em lamas activadas devido ao seu impacte negativo ao nível da concentração de biomassa nos efluentes secundários, no entanto a ascensão do manto de lamas não tem qualquer relação com uma fraca formação de flocos e não prejudica a sedimentação (Wanner, 1994).

Estes problemas são descritos em maior pormenor nos números seguintes, tendo sido feita uma distinção entre aqueles que não se encontram relacionados com microrganismos filamentosos e aqueles que têm uma relação directa com a presença em excesso destes microrganismos na lama activada.

6.1 Problemas não relacionados com microrganismos filamentosos

6.1.1 Crescimento disperso

O crescimento disperso no processo de lamas activadas caracteriza-se pela não agregação das células bacterianas, o que impossibilita a formação de flocos, derivando esta situação da ausência ou ruptura das pontes de exopolímeros (Wanner, 1994; Jenkins et. al., 2004).

Nestas circunstâncias os microrganismos encontram-se livremente dispersos no meio como células individuais ou pequenos aglomerados com um diâmetro de 10-20 μm , com uma taxa de sedimentação demasiado baixa para sedimentação gravítica, pelo que não ocorre uma zona de sedimentação nos decantadores secundários. Este facto afecta o processo de lamas activadas na medida em que a eficiência de separação nos decantadores secundários é muito baixa e a turvação no efluente final é elevada e como a eficiência de separação é fraca, apenas se conseguem obter valores baixos de idade de lamas (Wanner, 1994).

Wanner (1994), avança que este fenómeno deve a uma fraca biofloculação resultante de uma baixa produção de biopolímeros exocelulares (glycocalyx) que pode ter origem na presença de substratos facilmente assimiláveis em elevadas concentrações na água residual, o que faz com que as células das bactérias organotróficas não sejam forçadas a produzir este tipo de produtos de armazenamento ou então pode derivar do facto se encontrarem presentes na água residual compostos tóxicos ou inibidores. Contudo outras causas são referidas por outros autores para que ocorra desfloculação, nomeadamente a relação de catiões monovalentes/catiões bivalentes (Higgins e Novák, 1997; Sobeck e Higgins, 2002), a presença de tensoactivos dificilmente biodegradáveis (Bott e Love, 2002), presença de sulfuretos na água residual (Nielsen e Keiding, 1998) e a exposição das lamas a temperaturas na gama dos 30 a 45°C (Morgan-Sagastume e Allen, 2005).

O crescimento disperso não é um problema muito vulgar em estações de lamas activadas convencionais ou de remoção biológica de nutrientes, uma vez que ocorre em situações de idades de lamas extremamente reduzidas (1-3 dias), sendo mais plausível verificar-se nos períodos de arranque deste tipo de instalações, ou depois de uma perda considerável de

biomassa do sistema. O crescimento disperso pode ser alcançado mais facilmente à escala laboratorial, com lamas activadas cultivadas com substratos dissolvidos, do que em instalações à escala industrial. Provavelmente águas residuais domésticas oferecem um ambiente mais floculento que os efluentes sintéticos, graças ao seu conteúdo em compostos orgânicos de elevado peso molecular, sólidos em suspensão e matéria coloidal (Wanner, 1994).

6.1.2 Formação de microflocos

Este problema de separação de sólidos é muito semelhante ao crescimento disperso em determinados aspectos, em ambos os casos o efluente final da decantação secundária não é límpido, contendo pequenas partículas de biomassa. No entrando uma observação microscópica e um teste de sedimentação permitem uma diferenciação entre ambos os problemas. No caso do problema dos microflocos as partículas que não sedimentam são de maior dimensão (cerca de 50-100 μm) que no caso do crescimento disperso, e apresentam uma forma esférica e compacta. Durante o teste de sedimentação a lama activada divide-se rapidamente em duas partes, os flocos de maiores dimensões sedimentam rapidamente e quando o IVL é calculado com base no volume dos flocos de maior dimensão o seu valor é relativamente baixo, contudo o sobrenadante é turvo e uma fracção substancial da biomassa mantém-se nesta partículas que não sedimentam (Wanner, 1994).

Estes microflocos também denominados por “pinpoint flocs”, cuja velocidade de sedimentação é próxima de zero e causam a turvação do efluente final são produto da desintegração de flocos inicialmente firmes (Eckenfelder e Grau, 1992).

Contudo as causas para esta desintegração parecem causar alguma discórdia entre diversos autores.

Para Jenkins et. al. (2004) este fenómeno está relacionado com o facto de que quando apenas estão presentes bactérias formadoras de floco, os flocos de lama activada são geralmente pequenos (cerca de 75 μm) esféricos e compactos, e quando a biofloculação não se desenvolve correctamente, estes flocos podem ser esfoliados no ambiente turbulento de um tanque de arejamento (especialmente quando se este for arejado mecanicamente ou através de difusores de bolha grossa) e pela turbulência induzida por bombagens e por estruturas como descarregadores em queda livre.

No entanto Wanner (1994) relaciona este fenómeno com sistemas operados a idades de lamas extremamente elevadas, onde os flocos são continuamente expostos a baixas concentrações

de substrato exógeno, o que induz o metabolismo endógeno, sendo que nestas circunstâncias os polissacáridos extra celulares servem como fonte de carbono e energia o que leva à destruição das matrizes poliméricas dos flocos de lamas activadas. Wanner apenas aceita a explicação da escola de Jenkins para os casos em que este fenómeno ocorre em sistemas de média carga.

Konícek e Burdych (1988), associam a presença de um elevado número de pequenas partículas desagregadas no efluente secundário a sistemas de baixa carga com arejamento mecânico, o que segundo Wanner (1994) é uma situação bastante comum em muitas instalações de remoção biológica de nutrientes operadas com elevadas idades de lamas e elevados tempos de retenção do licor misto nos tanques de arejamento, sendo os flocos desintegrados durante a acção a longo termo dos arejadores de superfície e os decantadores de design convencional não conseguem oferecer tempo suficiente para que ocorra refloculação.

Wanner (1994) refere que podem ser feitas modificações nos decantadores secundários, quer sejam rectangulares quer sejam circulares, de modo a criar zonas de floculação, contudo no caso de os flocos terem perdido a sua capacidade natural de flocular, por exemplo devido à degradação da matriz polimérica, a eficiência de um design cuidadoso que promova zonas de floculação nos decantadores secundários é duvidosa.

Um aumento da formação de microflocos por um período de tempo reduzido, também pode derivar de choques de carga com compostos tóxicos no sistema de lamas activadas, ou depois de períodos de carência extrema de oxigénio ou nutrientes. Contudo, as mesmas circunstâncias causam problemas opostos relacionados com a produção excessiva de polímeros extra celulares (Wanner, 1994).

6.1.3 Bulking não filamentoso

O fenómeno do bulking não filamentoso, também denominado de bulking viscoso ou gelatinoso, tem aparecido na literatura sobre lamas activadas desde a década de 1950 (Wanner, 1994).

A causa do bulking não filamentoso é essencialmente o crescimento excessivo de microrganismos do tipo *zoogloea*, contudo em alguns casos outros microrganismos podem produzir substâncias viscosas em excesso que podem causar perturbações semelhantes (Novák et. al., 1993).

Uma lama activada que padeça deste problema contém uma excessiva quantidade de biopolímeros extra celulares, que conferem uma consistência gelatinosa à lama. Os biopolímeros são colóides hidrofílicos, o que confere uma grande afinidade entre a água e a lama activada. Assim esta lama activada exhibe baixas velocidades de sedimentação e compactação, o que na decantação secundária resulta na fuga de lama viscosa do sistema e numa diluição da lama recirculada e da lama em excesso (Wanner, 1994).

A produção de biopolímeros é uma característica da maioria dos microrganismos formadores de floco, mas em circunstâncias normais (nutrientes em quantidade suficiente para o seu crescimento e ausência de tóxicos) apenas são produzidos biopolímeros em quantidade suficiente para a formação de flocos firmes (Wanner, 1994).

Por outro lado, bactérias do género *Zoogloea* produzem sempre grandes quantidades de biopolímeros devido ao facto de as células individuais de *Zoogloea sp.* estarem habituadas a colónias viscosas. É por isso que alguns autores utilizam o termo “*Zoogloea bulking*” para descrever os problemas de sedimentabilidade causados por uma excessiva presença de colónias de *Zoogloea* altamente hidratadas na lama activada (Wanner, 1994).

A fraca capacidade de compactação dos flocos do tipo *zoogloea* é causada pela grande quantidade de água absorvida pelas cápsulas viscosas, o que dificulta a rápida sedimentação dos flocos, e no caso dos flagelados que crescem na superfície dos flocos por razões mecânicas (Novák et. al., 1993)

Segundo Jenkins et. al. (2004) a presença em quantidades excessivas de material extra celular pode ser confirmada por uma análise aos polissacáridos e proteínas das lamas activadas. Os níveis de hidratos de carbono numa lama activada que sofra de bulking não filamentoso podem atingir 90% dos seus SSVs, enquanto o valor comum para uma lama activada que trate um efluente doméstico situa-se nos 15-20% (Jobbágy et. al., 2002).

O crescimento de colónias de *Zoogloea* em lamas activadas está geralmente relacionado com a presença de substratos facilmente biodegradáveis, especialmente ácidos gordos voláteis, e/ou um elevado gradiente de concentração destes substratos facilmente biodegradáveis em sistemas de lamas activadas (Wanner, 1994). Contudo o tratamento de águas residuais com carência de nutrientes por lamas activadas também pode levar à ocorrência de bulking não filamentoso (Jobbágy et. al., 2002). E Novák et. al. (1993) associaram a ocorrência de bulking não filamentoso com a presença de ácido oleico no afluente.

Segundo Wanner (1994) quando uma lama activada viscosa se estabelece é extremamente difícil remediar o problema, sendo que o próprio confirmou a ineficácia da utilização de cloro em experiencias com lamas viscosos de uma instalação de tratamento de efluentes de indústrias de curtumes.

Wanner (1994) refere que van Leeuwen (1989) conseguiu uma substancial redução do índice de volume de lamas, da lama activada de uma instalação de tratamento do efluente de uma refinaria de combustíveis, que apresentava elevados valores IVL devido à elevada presença de colónias de *Zoogloea* na lama activada, com recurso a ozono, na dose de 1 g O₃/kg MLSS d, verificando-se que depois da ozonação as colónias de *Zoogloea* foram substituídas por flocos densos e compactos.

Para casos de bulking não filamentoso associado a águas residuais deficitárias em nutrientes, Jobbágy et. al. (2002) avançam com uma solução para o problema que consiste na utilização de bactérias acumuladoras de glicogénio (GAOs). Estas bactérias são capazes de assimilar ácidos gordos voláteis e outros substratos simples na etapa anaeróbia de um sistema anaeróbio/aeróbio através da hidrólise de um polímero altamente energético, no caso o glicogénio, sendo este polímero removido na etapa aeróbia (Jobbágy, Literáthy, & Tardy, 2002). No seu trabalho, Jobbágy et. al. (2002), concluíram que a adopção de uma primeira etapa anaeróbia conseguia suprimir a formação de polissacáridos extra celulares e conduzia a uma melhor sedimentabilidade da lama, ficando-se isto a dever ao crescimento das GAOs no sistema e ao facto de estas bactérias serem capazes de acumular o excesso de carbono no interior das suas células e por este meio decrescer a relativa carência de nutrientes na solução e a quantidade de fontes da formação de visco.

Agridiotis et. al. (2007) testaram à escala laboratorial dosear cloreto de alumínio, como forma de melhorar a sedimentabilidade de uma lama activada proveniente de uma instalação de tratamento de efluentes de uma indústria de pasta de papel afectada por bulking não filamentoso. A dose testada foi de 11 mg Al³⁺/l, tendo estes autores verificado que a sedimentabilidade da lama melhorou temporariamente, tendo a continuidade do doseamento resultado numa deterioração da sedimentabilidade da lama.

6.1.4 Ascensão do manto de lamas

A ascensão do manto de lamas é um dos problemas dos decantadores secundários e é um processo de flotação causado por bolas de azoto gasoso que aderem aos flocos de lamas activadas (Henze et. al., 1993).

A natureza deste fenómeno é a desnitrificação endógena que ocorre na camada sedimentada e espessada de lama activada no fundo do decantador. Graças à elevada concentração de biomassa, o oxigénio dissolvido proveniente do arejamento é rapidamente consumido, estabelecendo-se assim condições anóxicas, que promovem a ocorrência de desnitrificação no sistema. As bolhas de azoto gasoso libertadas durante a desnitrificação endógena arrastam a lama activada até à superfície (Wanner, 1994). Este fenómeno é comum em sistemas de baixa idade de lamas, em que a temperatura estimula o início da nitrificação, e o licor misto é extremamente activo devido à reduzida idade de lamas (Metcalf & Eddy, 2003).

O material flutuante é efervescente, repleto de bolhas de gás. Quando uma parte das bolhas se liberta da espuma, uma fracção do lama flutuante volta a sedimentar, mas uma parte substancial do material flutuante escapa do decantador secundário juntamente com o efluente final, deteriorando a qualidade deste (Wanner, 1994).

Como a concentração de lama activada na espuma é semelhante à da camada do fundo do decantador, foram feitas tentativas para a utilização deste fenómeno para a separação e espessamento de lama activada (Wanner, 1994 citando Cizinska et. al., 1992).

A ocorrência ou não de lama ascendente depende de muitos factores, sendo que a taxa de desnitrificação combinada com o tempo de retenção hidráulico na zona do fundo do decantador assume capital influência para a ocorrência do fenómeno de ascensão do manto de lamas (Henze et. al., 1993).

Segundo Henze et. al. (1993), para temperaturas em torno dos 20°C a concentração crítica de nitrato (no licor misto afluente à decantação secundária) para que ocorra o fenómeno da ascensão do manto de lamas é de cerca de 6-8 g $\text{NO}_3^- \text{--N/m}^3$, sendo que a taxa de desnitrificação para esta gama de temperaturas é tão elevada que as bolhas de azoto gasoso levam menos de uma hora a formar-se.

Os problemas da ascensão do manto de lamas podem ser prevenidos aumentando a taxa de recirculação de lama, para reduzir o tempo de retenção da lama nos decantadores, diminuir o

caudal de licor misto afluente aos decantadores proveniente do tanque de arejamento se não for possível diminuir a altura do manto de lamas através do aumento da recirculação, sempre que possível aumentar a velocidade da recolha de lamas no decantador secundário, e baixar a idade de lamas para prevenir a nitrificação (Metcalf & Eddy, 2003). Contudo segundo Henze et. al. (1993), a única solução prática para o problema da ascensão do manto de lamas em estações de tratamento onde se atingem temperaturas na ordem dos 20°C é promover a desnitrificação da água residual antes que esta entre no decantador, de forma a assegurar que a concentração de nitrato afluente é inferior à concentração crítica.

Contrariamente às escumas formadas por microrganismos filamentosos, a lama flutuante volta a sedimentar depois de todo o gás se libertar (Wanner, 1994).

6.2 Problemas relacionados com microrganismos filamentosos

Os microrganismos filamentosos são componentes naturais do biota das lamas activadas. Contudo caso o seu número e comprimento no biota exceda um nível aceitável a presença de microrganismos filamentosos pode levar a problemas de bulking filamentoso e foaming (Eckenfelder e Grau, 1992).

O crescimento na forma filamentosa é bastante comum para a maioria dos grupos metabólicos dos microrganismos característicos de lamas activadas (Wanner, 1994).

Segundo Wanner e Grau (1994) a maioria das bactérias filamentosas podem ser classificadas em quatro grupos de microrganismos filamentosos com base nas suas similaridades morfológicas, fisiológicas e metabólicas, ocorrência sob as mesmas condições de operação e pelos problemas que causam. Os grupos propostos por Wanner e Grau (1994) são os seguintes:

- i. Microrganismos que se desenvolvem na zona aeróbia “oxic zone growers” **S** (microrganismos do tipo *Sphaerotilus*);
- ii. Microrganismos que se desenvolvem na zona aeróbia “oxic zone growers” **C** (microrganismos do tipo *Cyanophyceae* como por exemplo *Leucothrix*, *Thiothrix* e tipo 021N);
- iii. Microrganismos que se desenvolvem em todas as zonas “all zone growers” **A** (*Microthrix parvicella* e outros microrganismos heterotróficos capazes de utilizar substrato não apenas sob condições de aeróbiose);

- iv. Microrganismos formadores de foaming *F* (*Nocardia*, *Nostocoida limicola*, tipo 0092 e outros microrganismos produtores de tensoactivos).

Nos Quadros Quadro 6-1 Quadro 6-2 são apresentados rankings relativos à ocorrência de microrganismos filamentosos em instalações de lamas activadas em diversos países, sendo que no Quadro 6-1 é feita uma distinção entre fenómenos de bulking e foaming.

Quadro 6-1 Microrganismos filamentosos dominantes em incidentes de bulking e foaming em instalações de lamas activadas de diferentes países (Madoni et. al., 2000)

País	Ranking		
	1	2	3
Bulking			
República Checa	<i>M. parvicella</i>	Tipo 0092	<i>N. limicola</i>
Dinamarca	<i>M. parvicella</i>	Tipo 0041	<i>N. limicola</i>
Alemanha	Tipo 0092	<i>M. parvicella</i>	Tipo 0041
África do Sul	Tipo 0092	Tipo 0675	Tipo 0041
Suíça	<i>S. natans</i>	Tipo 021N	Tipo 0961
Holanda	<i>M. parvicella</i>	Tipo 0041	Tipo 021N
E.U.A	Nocardioformes	Tipo 1701	Tipo 021N
Itália	<i>M. parvicella</i>	Tipo 0041	Tipo 021N
Foaming			
Austrália	<i>M. parvicella</i>	Nocardioformes	Tipo 0092
República Checa	<i>M. parvicella</i>	Nocardioformes	<i>N. limicola</i>
França	<i>M. parvicella</i>	Tipo 0675	Nocardioformes
África do Sul	Tipo 0092	<i>M. parvicella</i>	Nocardioformes
Holanda	<i>M. parvicella</i>	Nocardioformes	<i>N. limicola</i>
Reino Unido	<i>M. parvicella</i>	<i>N. limicola</i>	Nocardioformes
Itália	<i>M. parvicella</i>	Nocardioformes	Tipo 0675

Quadro 6-2 Ranking dos microrganismos filamentosos dominantes registados nos maiores levantamentos efectuados a instalações de lamas activadas em diversos países (Gray, 2004).

Microrganismos filamentosos	África do Sul	E.U.A	Europa	Alemanha	Irlanda
Tipo 0092	1	11	4	-	12
<i>M. parvicella</i>	2	7	1	2	3
Tipo 1851	3	9	12	-	6
Tipo 0675	4	6	-	-	4
Tipo 0914	5	-	-	-	-
Tipo 0041	6	5	6	3	1
<i>Nocardia spp.</i>	6	1	14	5	13
Tipo 0803	7	7	9	10	10
Tipo 1701	8	2	5	8	8
<i>N. limicola</i>	8	8	11	7	5
Tipo 021N	-	3	2	1	2
<i>H. hydrossis</i>	9	9	3	6	9
<i>S. natans</i>	-	6	7	4	11
<i>Thiothrix spp.</i>	9	4	17	-	-
Tipo 0581	9	12	8	-	-
Tipo 0961	-	10	10	9	-
<i>Beggiatoa spp.</i>	-	12	-	-	14

Eikelboom et. al. (1998) efectuaram um levantamento das populações de microrganismos filamentosos em instalações de lamas activadas com remoção de nutrientes na Holanda, Dinamarca, Alemanha e Grécia, tendo os seus resultados demonstrado que a *M. parvicella* é de longe a espécie filamentosa dominante em instalações de remoção de nutrientes nestes quatro países, tendo-se apenas verificado alguma réplica por parte do tipo 0041 na Dinamarca. A explicação avançada por Eikelboom et. al. (1998) para o facto de o tipo 0041 assumir uma posição de destaca nas instalações dinamarquesas é de que neste país é prática corrente serem adicionados sais de ferro para precipitar fósforo e que este procedimento favorece os microrganismos do tipo 0041.

Uma síntese do levantamento levado a cabo por Eikelboom et. al. (1998) é apresentada no Quadro 6-3.

Lacko et. al. (1999) realizaram um levantamento das populações de microrganismos filamentosos em seis instalações de lamas activadas com remoção biológica de nutrientes na região de Durban na África do Sul. As bactérias filamentosas dominantes por eles identificadas a partir de amostras do licor misto das seis instalações foram as seguintes (por ordem decrescente de frequência): *Nocardia* (1), Tipo 0041 (2), Tipo 0675 (3), Tipo 1851 (4), Tipo 021N (5), *Nosticola limicola* II (6), *Sphaerotilus natans* (7), *Thiothrix* I e II (8) e *Beggiatoa* (9).

Quadro 6-3 Espécies filamentosas dominantes em instalações de remoção de nutrientes em quatro países europeus, sendo o resultado expresso em percentagem do número total de instalações em que uma determinada espécie foi encontrada (adaptado de Eikelboom et. al. 1998).

Espécies	Holanda	Dinamarca	Alemanha	Grécia
<i>M. parvicella</i>	61%	44%	75%	55%
Tipo 0041	3%	30%		
Tipo 0092	1%	5%		10%
Tipo 1851	1%	1%	12%	
Tipo 0803		2,5%		
Tipo 0914		1%		
<i>N. limicola</i>		9%		
<i>Actinomicetas</i>				20%
Tipo 021N	2%	2,5%		
<i>Thiothrix</i> sp.		2,5%		
<i>S. natans</i>	2%			
Nº de instalações	93	81	8	11

Noutsopoulos et. al. (2007) efectuaram um levantamento aos microrganismos filamentosos presentes nos licores mistos de dezassete das maiores instalações de lamas activadas Gregas, tendo feito não só uma caracterização global dos filamentosos dominantes, mas também uma distinção entre período de Verão (Julho a Outubro) e período de Inverno (Novembro a Junho)

de modo a ver se existia alguma variação sazonal dos filamentosos dominantes. Dos seus resultados destaca-se o facto de a *Microthrix parvicella* ser o microrganismo filamentoso dominante global e no período de Inverno, mas no período de Verão a situação altera-se e o Tipo 0092 torna-se dominante neste período do ano (ver Quadro 6-4).

Quadro 6-4 Variação sazonal dos microrganismos filamentosos dominantes em instalações de lamas activadas na Grécia (Noutsopoulos et. al., 2007).

Microrganismos filamentosos	Global (% de amostras)	Período de Inverno (% de amostras)	Período de Verão (% de amostras)
<i>M. parvicella</i>	40,6	47,7	27,9
Tipo 0092	21,1	15,7	30,6
<i>Nocardioformes</i>	10,4	10,2	10,8
Tipo 0041	9,4	9,6	9,0
<i>N. limicola</i>	6,8	7,1	6,3
Tipo 0675	2,3	2,0	2,7
<i>H. hydrossis</i>	1,6	0,0	4,5
Tipo 1863	1,3	2,0	0,0

6.2.1 Bulking filamentoso

O bulking filamentoso é causado por uma abundância em excesso de microrganismos filamentosos que resulta numa lama activada que sedimenta lentamente e com fraca capacidade de compactação (Jenkins et. al., 2004; Sezgin et. al., 1978).

Os microrganismos filamentosos interferem com a sedimentação e compactação dos flocos de lama activada de duas formas distintas (Wanner, 1994):

- alguns tipos de microrganismos filamentosos crescem melhor no interior do floco. Eles produzem um floco com uma estrutura bastante ramificada e aberta. Estes flocos abertos, fornecem bastante espaço para que a água se instale no seu interior, pelo que apesar de a agregação de flocos individuais não ser dificultada mecanicamente por filamentos que estendem para além do interior do floco, demasiada água permanece inclusa na lama sedimentada.
- a segunda forma de como os organismos filamentosos pode deteriorar a sedimentação e compactação dos flocos de lama activada é muito mais comum. Muitos dos microrganismos filamentosos observados em lamas activadas estendem-se a partir do interior de flocos firmes e compactos para a massa líquida. Os filamentos, que em número reduzido formam a espinha dorsal dos flocos firmes, em grandes quantidades conseguem mecanicamente evitar a compactação de flocos individuais.

Em ambos os casos os filamentos impedem mecanicamente que os flocos de lama activada apresentem uma melhor compactação, por sua vez quando os microrganismos filamentosos não se encontram presentes ou se encontram presentes mas em número razoável, os flocos compactos de lama activada conseguem acomodar-se conjuntamente de uma forma aconchegada e a água é repelida dos espaços contraídos entre os flocos por gravidade (Novák et. al., 1993; Wanner, 1994).

O tipo de interferência ao nível da sedimentação e compactação (flocos abertos e pontes entre flocos) dependem dos organismos filamentosos em causa, sendo que alguns podem causar ambos os tipos de interferência (Jenkins et. al., 2004). O Quadro 6-5 mostra o tipo de interferência causado por diversos tipos de microrganismos filamentosos.

Quadro 6-5 Interferências ao nível da sedimentação e compactação causadas por diferentes organismos filamentosos (Jenkins et. al., 2004).

Organismo filamentoso	Pontes entre flocos	Flocos abertos
<i>Haliscomenobacter hydrossis</i>	Sim	Sim
<i>Microthrix parvicella</i>	Não	Sim
<i>Nostocoida limicola</i> I e II	Não	Sim
<i>Nostocoida limicola</i> III	Sim	Não
<i>Sphaerotilus natans</i>	Sim	Não
<i>Thiothrix</i> I e II	Sim	Não
Tipo 021N	Sim	Não
Tipo 0041	Sim	Sim
Tipo 0092	Não	Sim
Tipo 0581	Não	Sim
Tipo 0675	Não	Sim
Tipo 0803	Sim	Não
Tipo 0914	Sim	Sim
Tipo 0961	Sim	Não
Tipo 1701	Sim	Sim
Tipo 1851	Sim	Sim

Enquanto num floco ideal, com um IVL entre os 80 e os 120 ml/g e um efluente final límpido, os organismos filamentosos e os formadores de floco encontram-se num estado de equilíbrio, com os microrganismos filamentosos a encontrarem-se essencialmente retidos no interior do floco conferindo-lhe robustez e uma estrutura definida; os flocos de uma lama activada afectada por bulking filamentoso possuem grandes quantidades de filamentos que proliferam para além do interior do floco e apresentam os problemas estruturais acima descritos (estrutura aberta e/ou pontes entre si), sendo comum associar-se o problema do bulking filamentoso a lamas com um IVL superior a 150 ml/g (Gray, 2004; Juang, 2005).

Apesar das lamas afectadas por bulking sedimentarem mais lentamente que as lamas não afectadas, elas normalmente são bastante eficientes na purificação da água residual e na produção de bons efluentes uma vez que os filamentos filtram as pequenas partículas que causam a turvação. Os problemas surgem quando a fraca sedimentabilidade e compactação da lama faz com que o manto de lamas se expande de tal forma que flocos de grande dimensão são arrastados do tanque de sedimentação, aumentando os sólidos em suspensão e a carga orgânica no efluente secundário e quando a fraca compactação da lama resulta numa diluição da lama a ser recirculada para o reactor biológico levando a dificuldades na manutenção de uma concentração de MLSS desejável no tanque de arejamento para uma boa operação e subsequente deterioração na qualidade do efluente (Gray, 2004).

Em condições extremas de bulking, não é possível conter o manto de lamas e grandes quantidades de MLSS são arrastadas no efluente secundário, resultando em possíveis violações dos limites de descarga, numa desinfecção deficiente e em colmatção de filtros (Metcalf & Eddy, 2003)

Wanner (1994) classifica o bulking filamentoso como sendo um típico problema de fraca compactação da lama activada e sintetiza os problemas operacionais decorrentes deste fenómeno da seguinte forma:

- baixa concentração da lama recirculada e da lama em excesso retirada do sistema;
- dificuldade em manter a concentração requerida de lama activada no reactor biológico;
- fraca capacidade de concentrar e desidratar a lama nas diversas etapas do tratamento de lamas;
- sobrecarga hidráulica da linha de tratamento da fase sólida.

Algumas das bactérias filamentosas como a *M. parvicella*, *S. natans*, *Thiothrix sp.*, tipo 021N e tipo 1851 conseguem utilizar o nitrato como aceitador de electrões, reduzindo-o a nitrito, no entanto para os casos em que existem valores comparativos para a taxa de assimilação de substrato e desnitrificação entre bactérias filamentosas (tipo 021N e *Thiothrix sp.*) e bactérias formadoras de floco (*Zoogloea ramigera*), estes valores são muito mais baixos para as bactérias filamentosas (Martins et. al., 2004)

Gray (2004) afirma que a gama de espécies de bactérias filamentosas causadoras de bulking é relativamente uniforme ao longo de todo o planeta, com aproximadamente 10 espécies a serem responsáveis por 90% dos casos de bulking registados.

No Quadro 6-6 são apresentadas as 10 espécies de microrganismos filamentosos mais frequentes em instalações de vários países de diferentes continentes.

Quadro 6-6 Os dez microrganismos filamentosos mais frequentes registados em instalações de lamas activadas nos E.U.A, Holanda, Alemanha, África do Sul e Irlanda (Gray, 2004).

Ranking	E.U.A	Holanda	Alemanha	África do Sul	Irlanda
1	<i>Nocardia</i>	<i>M. parvicella</i>	021N	0092	0041
2	1701	021N	<i>M. parvicella</i>	0041	021N
3	021N	<i>H. hydrossis</i>	0041	0675	<i>M. parvicella</i>
4	0041	0092	<i>S. natans</i>	<i>Nocardia</i>	0675
5	<i>Thiothrix</i>	1701	<i>Nocardia</i>	<i>M. parvicella</i>	<i>N. limicola</i>
6	<i>S. natans</i>	0041	<i>H. hydrossis</i>	1851	1851
7	<i>M. parvicella</i>	<i>S. natans</i>	<i>N. limicola</i>	0914	Fungi
8	0092	0581	1701	0803	1701
9	<i>H. hydrossis</i>	0803	0961	<i>N. limicola</i>	<i>H. hydrossis</i>
10	0675	0961	0803	021N	0803

6.2.1.1 Teorias explicativas do bulking filamentoso

Foram formuladas várias hipóteses acerca de como se formavam lamas afectadas por bulking na tentativa de encontrar uma explicação generalista para este problema, contudo nenhuma delas conduz a uma solução definitiva e a algumas continua a faltar-lhes validação experimental. Ainda assim estas hipóteses formam a actual base teórica para abordar e compreender o fenómeno do bulking filamentoso e s (Martins et. al., 2004).

As hipóteses explicativas do fenómeno do bulking filamentoso, nomeadamente a selecção baseada na difusão, a teoria da selecção cinética, a teoria da selecção baseada na capacidade de armazenar substrato e a hipótese do ácido nítrico, são abordadas em pormenor de seguida:

i. Selecção baseada na difusão

Vários investigadores avançaram que a morfologia das bactérias filamentosas favorecia-as na obtenção de substrato em condições de baixas concentrações de nutrientes ou de oxigénio (Martins et. al., 2004).

Até ao inicio da década de 1970, a competição entre bactérias filamentosas e bactérias não filamentosas baseava-se no facto de a relação área/volume (A/V) ser superior para as bactérias filamentosas. Especialmente em condições de baixas concentrações de substrato, esta elevada

relação A/V fornece uma vantagem aos organismos, uma vez que a transferência de massa para células com uma elevada relação A/V se encontra mais facilitada, o que em condições de escassez de substrato se traduz numa taxa de crescimento mais elevada (Martins et. al., 2004).

Em teorias mais recentes, foi constatado que os filamentos conseguem facilmente estender-se para lá da superfície do floco. Quando os flocos crescem em condições de baixas concentrações de substrato, as bactérias filamentosas deverão efectivamente absorver uma maior quantidade de substrato que as bactérias formadoras de floco no interior do floco (Martins et. al., 2004).

ii. Teoria da selecção cinética

A teoria da selecção cinética, apresentada por Chudoba et. al. (1973), explica a ocorrência ou a supressão de bactérias filamentosas em lamas activadas, tendo por base um critério de selecção para o substrato solúvel limitante para as bactérias filamentosas e para as formadoras de floco. A hipótese avançada para corroborar esta teoria, foi de que os microrganismos filamentosos (estrategas do tipo K) são microrganismos de crescimento lento que podem ser caracterizados como tendo uma taxa máxima de crescimento (μ_{\max}) e uma constante de afinidade (K_s) menores que as bactérias formadoras de floco (estrategas do tipo r). Em sistemas em que a concentração de substrato é baixa (tipicamente $C_s < K_s$), como em sistemas em contínuo de mistura completa, as bactérias filamentosas têm uma taxa específica de crescimento superior às formadoras de floco, e desta forma ganham a competição pela obtenção de substrato (ver Figura 6-1). Em sistemas em que a concentração de substrato é mais elevada, como em reactores de fluxo pistão e sistemas SBR, as bactérias filamentosas deveriam ser suprimidas uma vez que seria expectável que a sua taxa de crescimento fosse inferior à das formadoras de floco (Martins et. al., 2004).

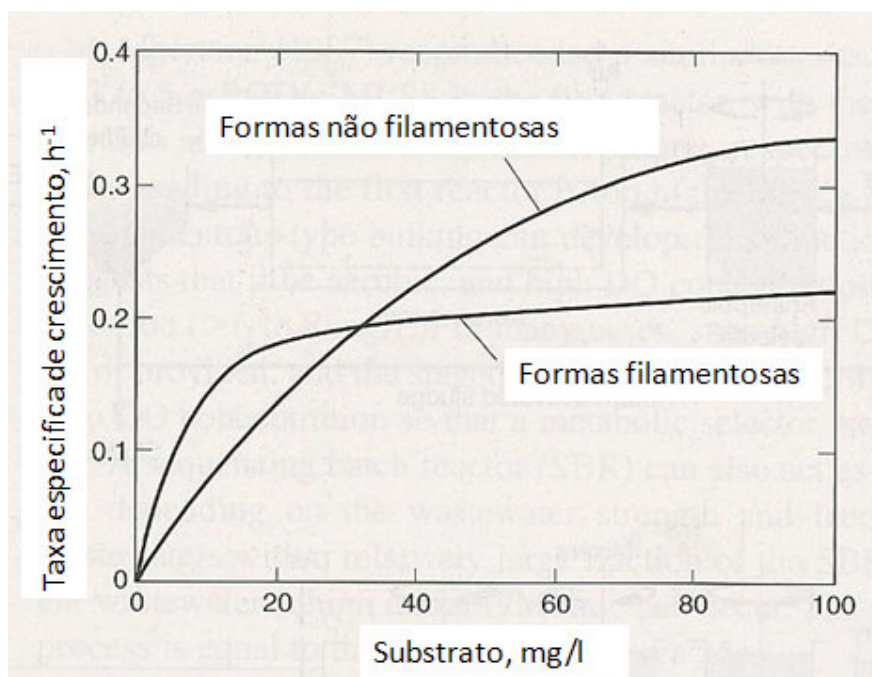


Figura 6-1 Curva de crescimento em função da concentração de substrato típica para organismos filamentosos e não filamentosos (adaptado de Metcalf & Eddy, 2003).

Martins et. al. (2004) referem que até ao momento ninguém conseguiu demonstrar inequivocamente que as bactérias filamentosas possuem uma taxa máxima de crescimento inferior à das outras bactérias presentes em lamas activadas. Estes autores também afirmam que a teoria da selecção baseada na difusão e a teoria da selecção cinética podem ser duas faces da mesma moeda.

iii. Teoria da selecção pela capacidade de armazenar substrato

Tradicionalmente, assume-se que os microrganismos não filamentosos apresentam a capacidade de armazenar substrato em condições de elevadas concentrações de substrato. Presumivelmente esta capacidade concede uma vantagem extra às bactérias não filamentosas em sistemas de lamas activas altamente dinâmicos como reactores de fluxo pistão, SBRs e selectores (Martins et. al., 2004).

Contudo esta capacidade de armazenamento de substrato não é uma característica exclusiva dos microrganismos não filamentosos, Beccari et. al. (1998) relatam a ocorrência nos seu ensaios de uma lama filamentosa com uma elevada capacidade de armazenar substrato e na qual dominava um tipo de microrganismo filamentoso. Contudo estes autores não avançam com a identificação do microrganismo filamentoso causador do bulking filamentoso nos seus

ensaios, referindo apenas que apesar de morfologicamente ser muito semelhante ao tipo 021N, geneticamente não o era.

Outros estudos (Andreasen e Nielsen, 2000; Nielsen et. al. 2002) demonstram que a *Microthrix parvicella* consegue apresentar uma grande capacidade de armazenamento em todas as condições de oxigenação (aeróbiose, anaerobiose e anóxia).

O material armazenado pode ser metabolizado para obtenção de energia ou para a produção de proteínas durante os períodos de escassez (famine), o que representa uma forte vantagem selectiva a favor dos microrganismos (filamentosos e não filamentosos) que possuem esta capacidade (Martins et. al., 2004).

iv. Hipótese do óxido nítrico

Casey et. al. (1992, 1994) avançaram com uma explicação para a ocorrência de bulking filamentoso associado a baixa F/M em instalações de remoção biológica de nutrientes com zonas anoxicas e anaeróbias, que segundo estes autores ocorre como resultado de uma competição por substrato entre organismos filamentosos e organismos formadores de floco. Estes autores afirmam que o factor que mais influencia este tipo de bulking é a alternância continua entre condições anoxicas e aeróbias, que ocorre nestas instalações, e que concede uma vantagem competitiva aos filamentosos de baixa F/M sobre os formadores de floco. Casey et. al. (1992, 1994) explicam que essa vantagem advém do facto de os microrganismos filamentosos apenas reduzirem nitrato a nitrito, enquanto os formadores de floco desnitrificam o nitrato a nitrito e no processo acumulam óxido nítrico intracelular que exerce um efeito inibitório na sua taxa de utilização de oxigénio na zona aeróbia subsequente, o que deixa os formadores de floco em desvantagem perante os filamentosos na competição por substrato.

Tsai et. al. (2003) desenvolveram uma teoria complementar à de Casey et. al. (1992, 1994), em que relacionaram a proliferação de microrganismos filamentosos associados a baixa F/M, em particular a *M. parvicella*, em instalações de remoção biológica de nutrientes com a concentração de amónia livre e salina no tanque aeróbio. Estes autores avançam com a hipótese de que a *M. parvicella* requer amónia livre ou salina como fonte de azoto para o seu crescimento e não consegue utilizar nitrato ou nitrito como alternativa, pelo que se a nitrificação for rápida e completa a *M. parvicella* encontra-se limitada no seu crescimento.

6.2.2 Foaming biológico causado por microrganismos filamentosos

O foaming biológico causado por microrganismos filamentosos formadores de foaming é um complexo de processos físico-químicos e biológicos que conduzem à estabilização de um sistema de três fases: ar – água – células microbianas. A estabilização de espumas biológicas resulta das propriedades dos filamentosos formadores de foaming, nomeadamente, do facto destes microrganismos produzirem materiais extra celulares como lipídios, lipopéptidos, proteínas e hidratos de carbono que têm propriedades tensoactivas e também porque contrariamente a outros microrganismos filamentosos, as paredes celulares dos microrganismos formadores de foaming são fortemente hidrofóbicas (Wanner, 1994).

Os tensoactivos juntamente com detergentes sintéticos (especialmente os não iónicos), presentes em águas residuais potenciam as células hidrofóbicas das formadoras de foaming a formar uma espuma flutuante. A estabilidade dessa espuma advém da estabilidade de filmes líquidos que rodeiam as bolhas de ar capturadas. Neste sistema de três fases, as células hidrofóbicas formam barreiras que evitam a drenagem dos filmes líquidos. Embora o outro lado do filme líquido esteja exposto ao ar, este está coberto de células hidrofóbicas, e a possibilidade de colapso da espuma como resultado da evaporação do filme líquido é quase nula. A única forma de destabilizar estas espumas é decrescendo a concentração de células hidrofóbicas na espuma diluindo-a. A diluição por água irá abrir as barreiras no filme líquido e as bolhas irão colapsar. A estabilidade das espumas pode aumentar com a presença de substratos hidrofóbicos nas águas residuais, como gorduras e óleos, que serão concentrados na espuma (Wanner, 1994).

A densidade das espumas biológicas é de cerca de 0,7, o que geralmente é suficiente para prevenir que estas sejam arrastadas pelo vento. As bolhas de ar ou de azoto desempenham um papel bastante importante na flotação destas camadas de espumas, uma vez que apenas são necessários 0,44 ml destes gases para fazer flotar 1 g de matéria seca destas espumas (Pujol et. al., 1991).

Na sua grande maioria, os problemas de foaming em lamas activadas relacionados com microrganismos filamentosos, encontram-se quase exclusivamente relacionados com a presença de nocardioformes e *M. parvicella*, e numa expressão muito menos significativa com microrganismos do tipo 1863 (Jenkins et. al., 2004).

Como os actinomicetas do género *Nocardia* que ocorrem em lamas activadas são bastante diversos, incluindo-se nos mesmos as espécies *N. amarae*, *N. rhodochrus*, *N. asteroides*, *N. caviae*, e estirpes de *Mycobacterium*, *Rhodococcus*, *Tsukamurella* e *Skermania*. Representando desta forma a *Nocardia* apenas uma pequena parte dos actinomicetas produtores de ácidos micólicos encontrados em lamas activadas. Pelo que o termo nocardioformes tem vindo a ser utilizado para fazer referencia a este grupo de microrganismos filamentosos formadores de espumas (Gray, 2004).

A *Microthrix parvicella* é um dos microrganismos filamentosos mais controverso. O problema começa com a sua posição taxonómica, que não é muito clara e firme. A fisiologia e etiologia da *Microthrix parvicella* exibem muitas características semelhantes às do actinomicetas nocardioformes. Assim, alguns autores concordam que a *Microthrix parvicella* possa ser um actinomiceta enquanto outros consideram esta possibilidade pouco provável pois os filamentos de *Microthrix parvicella* não têm mostrado possuir ramificações (Wanner, 1994).

Actualmente a *Microthrix parvicella* não é o microrganismo filamentoso dominante em instalações de lamas activadas nos Estados Unidos, sendo observada essencialmente em instalações com idades de lamas elevadas nos estados situados mais a Norte e especialmente durante o Inverno. No entanto em outras partes do planeta (Europa e África do sul) a *Microthrix parvicella* é de longe o microrganismo filamentoso dominante em sistemas de lamas activadas. Isto deve-se essencialmente ao facto de nestas zonas existir uma maior percentagem de instalações de elevadas idades de lamas e de remoção biológica de nutrientes que nos Estados Unidos. Enquanto as causas específicas para o crescimento excessivo de *Microthrix parvicella* em sistemas de lamas activadas não são completamente entendidos, as quatro causas usualmente mais citadas associadas ao seu crescimento em lamas activadas são (Jenkins et. al., 2004):

- idade de lamas elevada
- baixa concentração de OD
- temperaturas baixas
- presença de zonas anoxicas, anaeróbias e arejadas de forma intermitente como as usadas em instalações de remoção biológica de nutrientes e presentes em tanque de arejamento arejados mecanicamente.

Um exemplo da grande diversidade de actinomicetas presentes nas escumas de instalações de lamas activadas é o levantamento efectuado por Sezgin et. al. (1988) às actinomicetas presentes nas escumas de duas instalações de lamas activadas. Estes autores isolaram ao todo cento e cinco estirpes de actinomicetas das quais oitenta e três pertenciam ao género *Nocardia*, doze ao género *Rhodococcus*, quatro ao género *Mycobacterium*, uma ao género *Oerskovia*, uma ao género *Amycolatopsis* e uma ao género *Micromonospora*. E apesar das amostras das duas instalações conterem estirpes diferentes a *Nocardia amarae* e a *Nocardia asteroides* foram o primeiro e segundo organismos mais frequentes em ambas as amostras.

Algumas das actinomicetas isoladas em escumas de lamas activadas são patogénicas oportunistas para o Homem (*Nocardia caviae*, *Nocardia brasiliensis*, *Nocardia asteroides*, *Nocardia farcinica* e algumas estirpes de *Mycobacterium*). E apesar de não existirem relatos de casos de infecção de humanos com actinomicetas de estações de tratamento e águas residuais, existe o potencial de que os aerossóis gerados por arejadores possam dispersar esses organismos, levando a que estes entrem em contacto trabalhadores das instalações ou habitantes das áreas circundantes das estações de tratamento de águas residuais. Este potencial não deve ser subestimado, especialmente quando se assiste ao aumento do número de indivíduos com sistemas imunitários enfraquecidos na população em geral (Jenkins et al., 2004).

As escumas derivadas da presença de nocardioformes e *Microthrix parvicella* estão associadas a bolhas grandes e robustas no tanque de arejamento, níveis de organismos filamentosos mais elevados nas escumas que no licor misto e um filme de aspecto gorduroso que se forma à superfície durante um teste de sedimentação. Por sua vez a espuma originada pelo tipo 1863 é acinzentada e colapsa facilmente, aparece em tanques de arejamento e efluentes secundários quando uma instalação é operada com valores baixos de idade de lamas, 2 dias ou menos. Os organismos do tipo 1863 estão presentes em muito maior numero nas escumas que no licor misto (Jenkins et. al., 2004).

Contrariamente a outros microrganismos filamentosos, as hifas dos nocardioformes encontram-se essencialmente retidas no interior do floco e não se estendem para lá da superfície deste, pelo que mesmo que a densidade populacional destes microrganismos filamentosos no licor misto seja muito elevada, isso não afecta necessariamente a sedimentabilidade da lama, que geralmente permanece boa (Gray, 2004).

Como os filamentos de *Microthrix parvicella* são bem mais compridos que os filamentos (hifas) de nocardioformes, eles podem reduzir a velocidade de sedimentação das lamas activadas ao formarem pontes entre flocos. No entanto devido à sua morfologia são necessárias grandes populações de *Microthrix parvicella* para causar casos severos de bulking filamentoso, isto deve-se essencialmente ao facto de os seu filamentos curvos e serpenteados usualmente crescerem ao longo e em volta do floco em vez de se lançarem directamente para lá da superfície deste em direcção à massa líquida (Jenkins et. al., 2004).

A formação de espumas estáveis nos tanques de arejamento de sistemas de lamas activadas pode criar uma vasta gama de problemas operacionais, incluindo (Wanner, 1994):

- a espuma formada durante o arejamento pode escapar dos tanques de arejamento e causar problemas estéticos (mau odor quando começa a entrar em putrefacção) e de segurança para os operadores (os passadiços ficam escorregadios quando cobertos de espumas).
- a espuma passa dos tanques de arejamento para os decantadores secundários, aumentando a concentração de sólidos em suspensão e o valor de CBO no efluente secundário.
- quando o design do tanque de arejamento não permite o escoamento da espuma, esta fica encurralada e pode acumular-se por um grande período de tempo. Nova biomassa é aprisionada na espuma durante o arejamento, ao ponto de 30% da biomassa total no sistema poder ser retida na espuma (Wanner, 1994 citando Hao et. al., 1988). Desta forma o operador perde a opção de controlar o tempo de retenção da biomassa no sistema. Adicionalmente, se for mantida a mesma quantidade de lama em excesso no sistema que no período pré foaming, poderá ocorrer uma redução considerável do tempo de retenção da biomassa no licor misto, o que é especialmente perigoso em estações de remoção biológica de nutrientes (Wanner, 1994).

A produção de foaming pode ocorrer quer em sistemas de arejamento mecânico, quer em sistemas de ar difuso, mas é mais pronunciada no caso do arejamento por ar difuso e em caudais de ar mais elevados (Metcalf & Eddy, 2003).

Os arejadores de superfície não conseguem destruir as espumas biológicas, uma vez que estas simplesmente se deslocam para os lados do tanque de arejamento, voltando rapidamente a

fechar o centro do mesmo quando a agitação cessa, formando uma camada flutuante de espuma (Pujol et. al., 1991).

A concentração de sólidos nas espumas biológicas pode facilmente atingir os 50 g/l, e apesar destas elevadas concentrações de sólidos, desidratar este tipo de produtos é extremamente difícil sobretudo por causa da fraca qualidade da lama e da sua aparente viscosidade (Pujol et. al., 1991).

O controlo do processo torna-se extremamente difícil quando uma fracção significativa dos sólidos se encontra retida nas escumas da superfície do tanque de arejamento. Estima-se que as escumas de uma instalação de lamas activadas possam conter até 40 a 45% do total de sólidos em suspensão na lama activada. Em 1988 Hao et. al., estimaram que para um tanque de arejamento de 4,5 m de profundidade e uma concentração de MLSS de 3000 mg/l e uma camada de escumas de 7,5 cm de espessura com uma concentração de sólidos de 5%, cerca de 20% do universo total de lama estaria retida nas escumas (Jenkins et. al., 2004).

No Inverno, as condições de operação de instalações afectadas por foaming biológico podem tornar-se bastante difíceis, pois as baixas temperaturas podem fazer com as escumas congelem e formem blocos capazes de interferir na acção de arejadores de superfície e raspadores (Pujol et. al., 1991). Jenkins et. al. (2004) referem que em algumas instalações efectua-se uma remoção sazonal nos meses mais frios dos raspadores de superfície dos decantadores secundários para prevenir possíveis danos causados nestes equipamentos pelas escumas congeladas.

Em climas mais quentes um dos incómodos estéticos da acumulação de escumas é que estas rapidamente começam a largar odores (Jenkins et. al., 2004).

Madoni et. al. (2000), efectuaram um levantamento dos microrganismos filamentosos dominantes em incidentes de foaming em instalações de lamas activadas em Itália, tendo concluído que a *M. parvicella* era o microrganismo filamentoso dominante nas escumas, seguindo-se os nocardioformes e surgindo o tipo 0675 como o 3º microrganismos filamentoso mas frequente em incidentes de foaming em Itália.

Pujol et. al. (1991), estudaram o fenómeno do foaming biológico em França e de uma amostra de 6000 ETARs verificaram que 20% das instalações de lamas activadas eram afectadas por foaming de uma forma crónica ou periódica, sendo que era frequente a mesma instalação

padecer de foaming biológico e bulking filamentosos. Verificaram também que em 87% das instalações que operavam num regime de arejamento prolongado (baixa carga) se verificava a ocorrência de foaming biológico. Ainda no mesmo estudo, foram feitas análises microscópicas às espumas de 58 instalações, tendo estas revelado, que a *Microthrix parvicella* era o microrganismo mais frequente (55% dos casos), seguindo-se o tipo 0675 (26% dos casos) e surgindo os nocardioformes na 3ª posição (14% dos casos).

Quer no levantamento feito em Itália por Madoni et. al. (2000), quer no levantamento efectuado em França por Pujol et. al. (1991) a *M. parvicella* aparece no 1º lugar do ranking dos microrganismos dominantes em casos de foaming nesses dois países, e embora os microrganismos presentes no top 3 do ranking sejam os mesmos a ordem com que ocupam as segundas e terceiras posições alteram-se de um país para o outro (ver Quadro 6-7).

Quadro 6-7 Ranking dos microrganismos filamentosos dominantes em incidentes de foaming em Itália e França (adaptado de Pujol et. al., 1991 e Madoni et. al., 2000).

	Itália	França
	Ranking	Ranking
<i>Microthrix parvicella</i>	1 (75% dos casos)	1 (55% dos casos)
Nocardioformes	2 (16% dos casos)	3 (14% dos casos)
Tipo 0675	3 (3,4% dos casos)	2 (26% dos casos)

Vários autores tentaram encontrar formas de monitorizar os níveis de nocardioformes em lamas activadas. Cha et. al. (1999) tentaram determinar os ácidos gordos associados à presença de *Nocardia amarae* para depois com recurso a análises de metil ésteres de ácidos gordos analisarem amostras de licor misto e poderem efectuar uma correspondência entre os resultados das análises e os níveis de *Nocardia amarae* na amostra. Por sua vez de los Reyes e Raskin (2002) procuraram estabelecer a relação entre os níveis de ácidos micólicos contidos em actinomicetas do género *Gordonia* e a fase em que se encontrava o processo de foaming, ou seja se este se encontrava no início ou já na fase de espumas estáveis.

6.2.2.1 Foaming em digestores anaeróbios

A presença de um grande número de células hidrofóbicas pode levar a que também ocorram problemas na linha de tratamento de lamas, mais concretamente nos digestores anaeróbios, onde as bolhas de biogás causam a flotação das células hidrofóbicas (Wanne, 1994).

De acordo com Jenkins et. al. (2004) o foaming biológico causado por nocardioformes tem causado os seguintes problemas em digestores anaeróbios de instalações de tratamento de águas residuais:

- bloqueio dos dispositivos de mistura a gás, levando à fuga de gás pelos selos líquidos
- inversão do perfil de sólidos no digestor
- entrada de gás nas bombas de recirculação de lamas e consequente interrupção da veia líquida, levando à incapacidade de aquecer o digestor
- bloqueio e incrustações ao nível das tubagens de recolha de biogás
- penetração de espumas entre coberturas flutuantes e as paredes dos digestores levando ao transbordo de espumas para cima das coberturas ou para o chão em volta dos digestores
- pressurização dos digestores devido ao bloqueio das tubagens de gás e das válvulas despressurizadoras levando ao colapso de coberturas fixas
- prisão de coberturas flutuantes, levando a estragos em equipamentos de mistura de gás
- destruição de coberturas e equipamentos de recolha de biogás em lagoas de lamas

O foaming causado por nocardioformes pode surgir primeiro nos digestores anaeróbios que nos tanques de arejamento a partir dos quais os digestores são alimentados com a lama em excesso. Este facto deve-se essencialmente à concentração de SST no digestor que é muito mais elevada que no tanque de arejamento, pelo que para o mesmo volume, o conteúdo do digestor contém muito mais filamentos de nocardioformes e consequentemente mais área de superfícies hidrofóbicas produtores de escumas que o licor misto do tanque de arejamento (Jenkins et. al., 2004).

De acordo com Jenkins et. al. (2004) o surgimento de escumas derivadas de actinomicetas nos digestores anaeróbios é potenciado pela introdução de bolhas de gás no manto de lamas em digestão por dispositivos de mistura a gás, sendo que a maior quantidade de espumas é produzida por agitadores a gás de bola fina, seguindo-se os agitadores a gás de bolha grossa e só depois surgem os agitadores mecânicos. Sugerindo estes autores que a formação de escumas de actinomicetas em digestores anaeróbios pode ser minimizada pelo uso de equipamentos de mistura que não introduzam bolhas de gás de pequena a média dimensão.

A carga orgânica também pode ter influência no surgimento de foaming em digestores anaeróbios, nomeadamente no caso de estes sofrerem uma sobrecarga orgânica, levando a que o excesso de compostos não seja completamente degradado pelas bactérias no interior do digestor, podendo ocorrer uma acumulação de produtos hidrofóbicos e tensoactivos que podem promover a ocorrência de foaming. O valor de 4,5 kg SV/m³ dia tem sido sugerido

como sendo o valor de carga de sólidos voláteis a partir do qual se potencia a ocorrência de foaming (Ganidi et. al., 2009).

Ganidi et. al. (2009) referem que a digestão termofílica aparentemente é menos propensa ao desenvolvimento de foaming que a digestão mesofílica, o que pode ser atribuído ao efeito que temperaturas mais elevadas têm na diminuição da tensão superficial e na viscosidade da lama e consequentemente melhor drenagem das espumas.

6.2.2.2 Estratégias de crescimento de actinomicetas em tanques de arejamento e de acesso selectivo a nutrientes

Lemmer (1986) explica o crescimento das actinomicetas no tanque de arejamento com o facto de estes organismos poderem mudar a sua estratégia de crescimento. Quando adoptam uma estratégia de crescimento lento (tipo K) os actinomicetas obtêm alimento a partir da degradação de substratos complexos, não entrando em competição com as formadoras de floco por alimento, e mantêm as suas hifas agregadas e no interior dos flocos, pelo que o seu tempo de residência no sistema será igual ao dos flocos de lamas activadas e se a idade de lamas do sistema for suficiente (5 a 10 dias), os actinomicetas são capazes de estabelecer uma população estável, mas pequena, que não traz problemas à instalação. De acordo com Lemmer (1986), quando se observa um enorme acréscimo de biomassa de actinomicetas, isso significa que as actinomicetas passaram a adoptar uma estratégia de crescimento rápido (estratégia do tipo μ_{\max}), semelhante às formadoras de floco, que lhes permite obter um fornecimento de alimento facilmente biodegradável suficiente para o seu crescimento, e apesar de normalmente as concentrações de nutrientes existentes em tanques de arejamento serem inferiores à concentração óptima para o crescimento dos actinomicetas, existem nos tanques de arejamento micro zonas com elevadas concentrações de nutrientes que possibilitam o crescimento das actinomicetas.

De acordo com Lemmer (1986), as actinomicetas têm varias estratégias que lhes possibilitam obter suplementos nutricionais, por exemplo em instalação operadas com uma carga mássica extremamente baixa, as células mortas no interior do floco constituem uma fonte de nutrientes para o crescimento dos actinomicetas, também é possível uma acumulação de baixas concentrações de nutrientes pela adsorção a interfaces entre fases líquida e sólida ou entre dois líquidos imiscíveis ou entre fases líquida e gasosa. O facto de a carga orgânica presente numa água residual poder ser adsorvida quase por completo às superfícies dos

microrganismos constituintes do floco biológico, é também um mecanismo para fazer do floco uma microzona rica em nutrientes.

Contudo a acumulação de nutrientes não é condição suficiente para um crescimento notável das actinomicetas. As actinomicetas não conseguem competir por substratos rapidamente biodegradáveis com microrganismos que possuam tempos de geração mais curtos, pelo que elevadas cargas massicas com consequente crescimento mais elevado de outros estratégias do tipo μ_{max} que não os actinomicetas e com uma menor idade de lamas, não são favoráveis ao crescimento de actinomicetas (Lemmer, 1986).

A situação é diferente para o caso de substratos complexos que são degradados quase em exclusividade por actinomicetas como é o caso de pesticidas, quitina ou fenóis, em que apesar de os actinomicetas crescerem mais lentamente, crescem melhor que outros microrganismos. Desta forma com uma elevada F/M e uma idade de lamas suficientemente longa, é possível lentamente dar-se um incremento de biomassa de actinomicetas (Lemmer, 1986).

Estes factos vêm de encontro aos resultados obtidos por Kim e Pagilla (2000) que determinaram a taxa específica de crescimento máxima (μ_{max}) da *Nocardia amarae*, uma actinomiceta, e determinaram também essa mesma taxa para a *Acinetobacter calcoaceticus*, uma formadora de floco. Tendo obtido um valor de μ_{max} de 2,3 dia⁻¹ para a *Nocardia amarae* e para a *Acinetobacter calcoaceticus* obtiveram um valor de μ_{max} de 6,2 dia⁻¹, ou seja o valor de μ_{max} obtido para a *Nocardia amarae* foi significativamente inferior à da formadora de floco *Acinetobacter calcoaceticus*. Estes autores verificaram que em sequência destes resultados, quando colocadas em competição por substrato facilmente biodegradável, a *Nocardia amarae* era eliminada do sistema enquanto a *Acinetobacter calcoaceticus* aumentava a sua população.

Outros resultados, que vêm de encontro às afirmações de Lemmer (1986), são os obtidos por Tsang et. al. (2008), que compararam as taxas de crescimento de uma bactéria filamentosa, a *Nocardia amarae* (também uma actinomiceta) e uma formadora de floco, no caso a *Pseudomonas aeruginosa*, determinaram um valor fronteiro de F/M de 0,56 g CBO/ g MLSS dia, abaixo do qual a *Nocardia amarae* cresceu mais rapidamente que a *Pseudomonas aeruginosa* e acima deste valor a situação inverteu-se com a *Pseudomonas aeruginosa* a apresentar uma taxa de crescimento mais elevada que a *Nocardia amarae*.

As actinomicetas também podem ser bem sucedidas na sua competição por alimento, se as fontes de alimento apenas estiverem selectivamente acessíveis para eles, como por exemplo

gotas de óleo e nutrientes que se acumulam na superfície das bolhas de ar, sendo neste caso as actinomicetas favorecidas pelo facto de as suas paredes celulares serem altamente hidrofóbicas em contraste com as da maioria das bactérias aquáticas autóctones e também pelo facto de as suas hifas serem ramificadas, formando densas teias. Quando combinadas, estas duas propriedades fazem com que as gotas de óleo e as bolhas de ar se cole à parede celular dos actinomicetas (Lemmer, 1986).

A *Nocardia amarae* uma actinomiceta muito comum em escumas, consegue desemulsionar óleo em emulsões deste com água, servindo as gotas de óleo formadas desta forma como uma fonte selectiva de alimento. Devido à sua capacidade para emulsionar e desemulsionar e à sua possibilidade de viver em meios com óleos e gorduras devido às suas paredes celulares hidrofóbicas, os actinomicetas possuem uma vantagem na competição por estes substratos. O substrato acumulado na interface ar-água situada entre a massa líquida e a superfície do tanque de arejamento ou a superfície das bolhas de ar também abastece os actinomicetas selectivamente com alimento (Lemmer, 1986).

A acumulação de substratos orgânicos como ácidos gordos, lipídios, polissacáridos e proteínas à superfície da água, garante um vasto biota com concentrações de nutrientes muito mais elevadas do que aquelas verificadas na massa líquida. A formação desta camada rica em nutrientes tem início na adesão de substâncias tensoactivas à interface como uma cadeia monomolecular. A parte hidrofóbica é então orientada para a fase gasosa e a parte hidrófila é orientada para a fase aquosa, de seguida outras substâncias tais como iões podem ser adsorvidas e acumuladas na interface. Este efeito tanto ocorre na superfície da água como também na superfície das bolhas de ar, levando desta forma a que a concentração de certas substâncias possa ser até 200 vezes mais elevada na interface quando comparada com o seu valor na massa líquida (Lemmer, 1986).

7 Factores que influenciam o crescimento de microrganismos filamentosos em lamas activadas

Os factores que influenciam o crescimento de microrganismos filamentosos em lamas activadas são os mesmos que influenciam o crescimento de todos os outros tipos de microrganismos em lamas activadas e podem ser agrupados em três categorias: características da água residual, parâmetros de concepção do processo e condições de operação da instalação (Jenkins et. al., 2004).

No Quadro 7-1 são resumidos os factores que influenciam o crescimento de organismos filamentosos em lamas activadas e o tipo e filamentosos associados a cada factor. Uma abordagem mais detalhada a cada uma das categorias de factores é feita nos pontos seguintes.

Quadro 7-1 Resumo dos factores que influenciam a crescimento de organismos filamentosos em lamas activadas e os filamentosos associados a esses mesmos factores (Jenkins et. al., 2004; Metcalf & Eddy, 2003).

Factores que influenciam o crescimento de organismos filamentosos em lamas activadas	Organismos filamentosos
Baixa concentração de OD	<i>S. natans</i> ; Tipo 1701; <i>H. hydrossis</i> ; <i>M. parvicella</i> ;
Baixa F/M	Tipo 0041; Tipo 0675; Tipo 1851; Tipo 0803; Tipo 0092; <i>M. parvicella</i> ;
Elevada concentração de ácidos orgânicos de baixo peso molecular	Tipo 021N; <i>Thiothrix I e II</i> ; <i>N. limicola I, II e III</i> ; Tipo 0914; Tipo 0411; Tipo 0961; Tipo 0581; Tipo 0092
Presença de ácido sulfídrico	<i>Thiothrix I e II</i> ; Tipo 021N; Tipo 0914; <i>Beggiatoa sp.</i>
Carência de nutrientes (azoto e fósforo)	Tipo 021N; <i>Thiothrix I e II</i> ; <i>N. limicola III</i> ; <i>H. hydrossis</i> ; <i>S. natans</i> ; Tipo 0041; Tipo 0675;
pH baixo	Fungos

7.1 Características da água residual

7.1.1 Balanço de nutrientes

Carências de azoto e fósforo podem encorajar o crescimento de vários tipos de microrganismos filamentosos. Microrganismos do tipo 021N e *Thiothrix sp.* Podem ser encontrados em condições de baixas concentrações de azoto. *S. natans*, *H. hydrossis* e *N. limicola III* podem crescer em condições de deficit de fósforo (Jenkins, Richard, & Daigger, 2004).

Kampfer et. al. (1995) estudaram as carências nutricionais de cerca de 70 estirpes de bactérias filamentosas dos géneros *Sphaerotilus* e *Haliscomenobacter*, dos tipos 021N e 1701 e alguns nocardioformes, isoladas das lamas activadas de diversas instalações. Estes autores verificaram que todas as estirpes isoladas não cresciam em meios com concentrações de

amónia inferiores a 1 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ /l e de fósforo inferiores as 2,5 mg P/l e que o cálcio e o magnésio eram nutrientes essenciais para o crescimento de todas as estirpes, sendo que para concentrações de 20 mg Ca/l e 0,1 mg Mg/l apenas algumas estirpes apresentavam um crescimento visível. Kampfer et. al. (1995) concluíram que em geral os nocardioformes e os filamentosos do género *Sphaerotilus* toleravam uma vasta gama de diferentes condições nutricionais e que os tipos 021N e 1701 e o género *Haliscobenobacter* eram aqueles que apresentavam maior sensibilidade a variações de condições do meio, com o género *Haliscobenobacter* a apresentar a maior sensibilidade.

7.1.2 Conteúdo de substratos solúveis rapidamente metabolizáveis

Os microrganismos filamentosos que aparentemente são favorecidos por substratos solúveis rapidamente metabolizáveis são: *S. natans*, tipo 1701, tipo 021N, *Thiothrix* sp., *H. hydrossis*, *N. limicola II*, *N. limicola III* e tipo 1851. *S. natans*, *N. limicola II* e tipo 1851 são frequentemente encontrados quando açúcares simples e hidratos de carbono solúveis se encontram presentes na água residual. Tipo 021N, tipo 0411, *Thiothrix* sp., tipo 0914, *N. limicola II* e *N. limicola III* crescem em águas residuais que contêm ácidos gordos voláteis como ácido acético, ácido propiónico e ácido butírico que podem ser gerados pela fermentação que ocorre na rede de drenagem, em tanques de equalização ou em decantadores primários e gera águas residuais sépticas (Jenkins et. al., 2004).

A predilecção da *S. natans* para se desenvolver em substratos solúveis foi observada por Puigagut et. al. (2007) que no seu trabalho verificaram que esta filamentosa se desenvolvia ao ponto de prejudicar o IVL no sistema alimentado com substrato dissolvido (glucose) e o mesmo não se verificava no sistema alimentado com substrato particulado (amido).

7.1.3 Presença de sulfuretos dissolvidos

Cinco tipos de organismos filamentosos conseguem utilizar ácido sulfídrico como fonte de energia (oxidando-o a enxofre e depois depositando o enxofre em grânulos intracelulares). Os cinco tipos de filamentosos são: *Thiothrix* sp., tipo 021N, *Beggiatoa* sp. e tipo 0914. Alguns destes organismos, nomeadamente *Thiothrix* sp. e tipo 021N, utilizam quer sulfuretos quer ácidos orgânicos de baixo peso molecular produzidos em esgotos sépticos, pelo que o seu crescimento é fortemente encorajado pela septicidade. Contudo estes organismos parecem ser incapazes de utilizar sulfuretos pouco solúveis como o sulfureto de ferro (Jenkins et. al., 2004).

7.1.4 Conteúdo de lipídios

Segundo Mamais et. al. (1998), ácidos gordos de cadeia longa favorecem o crescimento da *Microthrix parvicella*. E de acordo com Eikelbom et. al. (1998), apesar de compostos como o ácido oleico e o ácido palmítico não serem fornecidos na água residual como ácidos livres, estes chegam às estações de tratamento na forma de lipídios ou gorduras. Jenkins et. al. (2004) explicam que a *Microthrix parvicella* consegue hidrolisar, em condições anaeróbias, lipídios que contenham estes ácidos através de enzimas.

Jenkins et. al. (2004) referem ainda que existem algumas evidências ainda não comprovadas de que o crescimento de nocardioformes em lamas activadas está relacionado com a presença de lipídios na água residual afluyente.

7.1.5 Substratos particulados

Os microrganismos filamentosos do tipo 0041, tipo 0675 e tipo 0092, aparentemente conseguem desenvolver-se em substratos dificilmente biodegradáveis (talvez mesmo em substratos particulados). Em 1986 Blackbeard e colaboradores efectuaram um levantamento na África do Sul, em que verificaram que estes microrganismos juntamente com a *Microthrix parvicella* eram os filamentosos mais comuns em instalações de lamas activadas de remoção biológica de nutriente com zonas iniciais anaeróbias ou anoxicas. Ekama e Marais (1986) avançaram as taxas de degradação da matéria orgânica lentamente metabolizável e particulada eram muito baixas em zonas anaeróbias e anoxicas em comparação com os valores das mesmas em condições de aeróbiose. Devido a este facto, os substratos particulados e lentamente metabolizáveis são transportados para as zonas aeróbias das instalações de remoção biológica de nutrientes, onde são hidrolisados e produzem baixas concentrações de material orgânico dissolvido que favorecem o crescimento destes organismos filamentosos (Jenkins et. al., 2004).

Mais recentemente Eikelboom et. al. (1998) concluíram que os microrganismos do tipo 0041 e a *Microthrix parvicella* competem pela fracção particulada da matéria orgânica. Sendo que o tipo 0041 parece ser favorecido por substrato particulado “fresco”, enquanto a *M. parvicella* ocupa uma melhor posição competitiva se esta fracção for previamente hidrolisada em condições anaeróbias, o que resulta num aumento da fracção de ácidos gordos de cadeia longa disponíveis para a *M. parvicella*.

7.2 Parâmetros de concepção do processo

7.2.1 Idade de lamas (θ_c) e carga mássica (F/M)

Muitos organismos filamentosos podem ocorrer numa ampla gama de idades de lamas. Neste grupo incluem-se o tipo 1701, *S. natans*, *H. hydrossis*, *Thiothrix sp.*, tipo 021N, nocardioformes, e *N. limicola II*. Outro grupo de filamentosos apenas aparece em idades de lamas elevadas (baixa carga mássica), neste incluem-se a *M. parvicella*, tipo 0041, tipo 0675, tipo 0092, tipo 1851, tipo 0914, tipo 0803 e tipo 0581 (Jenkins, Richard, & Daigger, 2004).

Para o caso da *M. parvicella*, Knoop e Kunst (1998) verificaram que o seu crescimento óptimo em lamas activadas ocorria para $F/M \leq 0,1$ kg CBO₅/kg MLSS dia e que era possível eliminá-la do sistema com uma $F/M \geq 0,2$ kg CBO₅/kg MLSS dia.

Existem dois tipos de microrganismos filamentosos, nomeadamente o tipo 0411 e o tipo 1863, que parecem crescer bem em valores de idade de lamas de 2 dias ou menos. Concentrações elevadas de ácidos orgânicos de baixo peso molecular parecem favorecer o tipo 0411 enquanto o tipo 1863 cresce em substratos hidrofóbicos como óleos e gorduras (Jenkins et. al., 2004).

O Quadro 7-2 mostra a relação entre a ocorrência de diferentes tipos de microrganismos filamentosos e a idade de lamas e carga mássica em sistemas de lamas activadas.

Quadro 7-2 Relação entre diferentes microrganismos filamentosos, a θ_c e a F/M em lamas activadas (adaptado de Jenkins et. al. 2004).

θ_c (dia)	1,9	2,2	2,5	3	4	5	8	20	50
F/M (kg CBO5/kg MLSS dia)	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	0,05
Tipo 1701		• •	• •	• •	• •	• •	• •	• •	
<i>S. natans</i>		• •	• •	• •	• •	• •	• •		
<i>H. hydrossis</i>		• •	• •	• •	• •	• •	• •	• •	•
<i>Thiothrix sp.</i>		• •	• •	• •	• •	• •	• •	• •	
Tipo 021N				•	• •	• •	• •	• •	• •
Nocardioformes		•	• •	• •	• •	• •	• •	• •	•
Tipo 0411		•	• •	• •	• •	• •	• •	• •	•
<i>N. limicola II</i>			•	• •	• •	• •	• •	• •	• •
Tipo 1863	•	• •	• •				•	• •	• •
Tipo 0041							•	• •	• •
Tipo 0675							•	• •	• •
<i>M. parvicella</i>								•	• •
Tipo 0092								• •	• •
Tipo 1851							•	• •	• •
Tipo 0914							•	• •	
Tipo 0803								• •	• •
Tipo 0581								•	• •

7.2.2 Configuração do reactor biológico e condições redox

O crescimento de muitos tipos de organismos filamentosos (tipo 021N, *Thiothrix sp.*, *S. natans*, *N. limicola II*, tipo 1701, *H. hydrossis*, tipo 1851 e nocardioformes) é normalmente encorajado pelo uso de reactores biológicos de mistura completa em regime contínuo. O crescimento destes microrganismos é suprimido quando o tanque de arejamento inclui uma zona inicial com uma elevada F/M (selector) e especialmente quando o selector e o tanque de arejamento são compartimentados e o selector é anóxico ou anaeróbio (Jenkins et. al., 2004).

Estes microrganismos filamentosos também são suprimidos quando um SBR é utilizado com uma fase de alimentação não arejada e um período inicial também não arejado. Não sendo suprimidos em SBRs em que o período de alimentação é bastante prolongado e a fase de alimentação e o período inicial são arejados, uma vez que SBRs operados desta forma são propensos ao desenvolvimento de lamas activadas filamentosas como os sistemas em continuo de mistura completa (Jenkins et. al., 2004).

Martins et. al. (2003) verificaram que o IVL aumentava fortemente com o aumento do rácio de tempo ocupado pela fase de enchimento aeróbio no tempo global do ciclo de um reactor SBR e correspondente aumento do período de “feast”, ou seja de abundância de alimento.

Existe contudo um grupo de microrganismos filamentosos característicos de sistemas de elevada idade de lamas (baixa F/M), que se desenvolve em tanques de arejamento com zonas iniciais não arejadas (anaeróbias e/ou anoxicas). Neste grupo incluem-se *M. parvicella*, tipo 0092, tipo 0041 e tipo 0675. Isto significa que selectores anaeróbios e anoxicos por não ser eficientes no controlo deste microrganismos filamentosos (Jenkins, Richard, & Daigger, 2004).

7.2.3 Regime de alimentação da água residual

O regime de alimentação de água residual ao reactor biológico pode ser classificado como contínuo (sistemas de lamas activadas em continuo) ou descontínuo (sistemas de lamas activadas por SBR). Um regime de alimentação descontínuo pode assegurar condições e efeitos biológicos semelhantes aos promovidos por um selector numa instalação em contínuo. Em ambos os sistemas os organismos da lama activada são expostos a condições alternadas de alimentação, sendo que numa instalação em contínuo essa exposição ocorre ao longo do espaço e numa instalação SBR ela ocorre ao longo do tempo (Jenkins et. al., 2004).

Os microrganismos filamentosos do tipo 021N, *Thiothrix* sp., *S. natans*, *N. limicola* I, *N. limicola* II, tipo 1701, *H. hydrossis* e tipo 1851 conseguem crescer na lama activada de sistemas de alimentação contínua mas não o conseguem fazer em alimentação descontínua (especialmente quando a zona à cabeça que recebe a alimentação ou o período de alimentação não são arejados) (Jenkins et. al., 2004).

A alimentação em descontínuo não controla o crescimento da *M. parvicella*, tipo 0092, tipo 0041 e tipo 0675 (Jenkins et. al., 2004).

7.2.4 Estruturas de enclausuramento de espumas

O barramento do escoamento superficial, causado por estruturas como deflectores, paredes e descarregadores submersos, irá favorecer a retenção e o aumento da população de microrganismos filamentosos que flutuam, como nocardioformes e *M. parvicella*, pelo contrário, sistemas com um fluxo superficial livre são desfavoráveis ao desenvolvimento de grandes populações destes microrganismos (Jenkins et. al., 2004).

Os efeitos do enclausuramento de espumas são frequentemente agravados pela remoção de espumas e recirculação das mesmas para pontos situados a montante do tanque de arejamento. Estas acções promovem a inoculação da lama activada com microrganismos filamentosos produtores de espumas, levando a problemas de foaming ainda maiores (Jenkins et. al., 2004).

Cha et. al. (1992), registaram nos seus trabalhos à escala piloto que os sistemas com enclausuramento de espumas registavam num aumento do número de filamentos de *Nocardia* de aproximadamente 10 vezes em relação a sistemas sem enclausuramento de espumas. Estes autores referem também que na ausência de enclausuramento e recirculação de espumas é possível eliminar a *Nocardia* da lama activada se o sistema for operado a uma idade de lamas suficientemente baixa, que é função da temperatura do licor misto.

7.2.5 Unidades de tratamento biológico localizadas a montante e superfícies da rede de colectores e de tubagens

Quando existe uma unidade tratamento biológico a montante de uma instalação de lamas activadas, organismos filamentosos com origem no tratamento biológica situado a montante podem estar presentes na lama activada. Exemplos comuns em lamas activadas são Fungos e *Beggiatoa* sp. originários de biofiltros localizados a montante do tanque de arejamento em instalações mistas com tratamento por biomassa fixa e biomassa em suspensão (Jenkins et. al., 2004).

Este tipo de inseminação assume especial dimensão se não existir nenhuma separação sólido-líquido localizada entre a unidade de biomassa fixa e a unidade de lamas activadas (Jenkins et. al., 2004).

O mesmo tipo de inseminação e ocorrência de filamentosos pode acontecer num processo de lamas activadas em dois estágios, no qual organismos com origem no primeiro estágio podem aparecer no licor misto do segundo estágio. Não é necessário que a unidade de tratamento biológico situada a montante se localize no mesmo local da instalação de lamas activadas, um exemplo deste facto é o de que filamentosos que crescem em unidades de pré tratamento biológico de instalações industriais que descarregam numa rede de esgoto conseguem chegar à instalação de lamas activadas que trata a água residual proveniente dessa rede de drenagem (Jenkins et. al., 2004).

Kappeller e Gujer (1994) avançaram com a possibilidade de que o sistema de lamas activas pode ser inseminado por organismos filamentosos como a *S. natans* que crescem nas paredes da rede de drenagem que conduz o esgoto afluente à instalação de lamas activadas.

Jenkins et. al. (2004) advertem para o facto de que a inseminação de unidades de lamas activadas com microrganismos filamentosos poder ser um serio problema em instalações à escala laboratorial e piloto porque a relação área superficial/volume da instalação piloto,

linhas de alimentação e vasos de armazenamento é muito maior em unidades à escala piloto do que em sistemas de lamas activadas à escala industrial. Estes autores recomendam que se deve ter um especial cuidado com organismos filamentosos como *S. natans*, tipo 1701 e *Thiothrix sp.* uma vez que estes podem crescer nas paredes do recipiente que contem o afluente e nas paredes da linha de alimentação, inseminando a lama activada e causando bulking filamentoso.

7.3 Condições de operação da instalação

7.3.1 Concentração de oxigénio dissolvido

Os microrganismos filamentosos do tipo 1701, *S. natans*, *H. hydrossis* e *M. parvicella* são associados a baixas concentrações de OD. Os filamentosos do tipo 1701, *S. natans* e *H. hydrossis* ocorrem em idades de lamas na gama de 2 a 10 dias, enquanto a *M. parvicella* aparece em idades de lamas mais elevadas, usualmente superiores a 12 dias (Jenkins et. al., 2004).

Estudos conduzidos por Gaval e Pernelle (2003) concluíram que um período singular de deficiência de oxigénio com uma intensidade relativamente elevada não era suficiente para causar bulking filamentoso em lamas activadas, verificando-se o mesmo para uma serie de períodos de deficiência de oxigénio de baixa intensidade. No entanto Gaval e Pernelle verificaram que aplicação de períodos de deficiência de oxigénio mais severos, quer em termos de número quer em termos de intensidade, originavam um aumento do número de bactérias filamentosas e o IVL degradava-se em linha com o stress aplicado.

Jenkins et. al. (2004), consideram baixo OD é um termo relativo, porque a concentração de OD associada ao crescimento de organismos filamentosos de baixo OD é função da F/M da aplicada.

7.3.2 pH

A presença de fungos em grande número numa lama activada indica valores de pH inferiores a 6 e sugere que o afluente contém ácidos fortes, o que indica uma descarga industrial de ácidos. Alguns sistemas de lamas activadas onde se procede à nitrificação e a água residual possui pouca alcalinidade podem exhibir valores baixos de pH, como também o podem sistemas de lamas activadas de oxigénio puro que tratem águas residuais com pouca alcalinidade. No entanto nunca foi observado bulking causado por fungos sob estas circunstâncias. O bulking causado por fungos tem sido observado quando os fungos estão presentes em grande número

na água residual proveniente de um processo de pré tratamento industrial situado a montante (Jenkins et. al., 2004).

Cha et. al. (1992) determinaram que pH óptimo para o desenvolvimento de microrganismos do género *Nocardia*, em lamas activadas, é de aproximadamente 6,5.

7.3.3 Temperatura

Normalmente a temperatura nos reactores biológicos de sistemas de lamas activadas situa-se na gama compreendida entre os 8 e os 25 °C e geralmente os microrganismos filamentosos crescem mais rapidamente consoante a temperatura aumente nessa gama. Como grande parte dos microrganismos filamentosos são mesofílicos o seu crescimento cessa por volta dos 40°C (Jenkins et. al., 2004).

No entanto a *M. parvicella* não revela este tipo de comportamento, sendo o seu crescimento óptimo em lamas activadas induzido por temperaturas inferiores a 12-15°C, e não se multiplicando em temperaturas de 20°C ou superiores (Knoop e Kunst, 1998).

Uma indicação da apetência da *M. parvicella* por temperaturas mais frias é a variação sazonal verificada por Noutsopoulos et. al. (2007) relativamente aos microrganismos filamentosos dominantes em lamas activas na Grécia, em que a *M. parvicella* dominava no período entre Novembro e Junho, mas entre Julho e Outubro, ou seja os meses mais quentes, dominava o tipo 0092.

Alguns nocardioformes também conseguem apresentar um desvio ao comportamento geral, tendo Soddell e Seviour (1995) encontrado estirpes representantes destes microrganismos na gama compreendida entre os 5 e os 50°C, destacando-se o género *Rhodococcus sp.* como o principal causador de foaming a temperaturas na ordem dos 5 °C e a *N. caviae* pela sua capacidade de crescer a 50°C.

8 Métodos de controlo do bulking filamentoso

Quando se está perante uma situação de bulking filamentoso, existem duas formas de controlar o problema (Wanner, 1994):

- i. Métodos biológicos, criteriosamente seleccionados para que se atinja uma correcta composição do biota da lama.
- ii. Métodos não específicos de controlo que tratam as consequências (sintomas) da ocorrência em levado numero de microrganismos filamentosos na lama activada.

Chudoba (1985) efectuou uma síntese das causas mais comuns de bulking filamentoso em lamas activas, os microrganismos filamentosos associados às mesmas e medidas a tomar para suprimir o problema, incluindo nas mesmas métodos biológicos e métodos não específicos. Essa síntese é apresentada no Quadro 8-1.

Quadro 8-1 As causas mais frequentes de bulking filamentoso em lamas activadas que derivam das características da água residual e formas possíveis de suprimir o problema (Chudoba, 1985).

Causa	Microrganismos característicos	Medidas a tomar para suprimir o problema
Elevado conteúdo de açúcares	<i>S. natans</i> ; Tipo 1701; Tipo 021N e outros	Dosear Cl_2 ou H_2O_2 ; uso de selectores para regeneração da lama
Elevado conteúdo de compostos de enxofre	<i>Thiothrix sp.</i> ; <i>Beggiatoa sp.</i> ;	Remoção de S_2 através de pré arejamento ou precipitação
Deficiência de nutrientes (N, P)	<i>Thiothrix sp.</i> e outros	Dosear os nutrientes necessários
pH baixo	Fungos	Dosear $\text{Ca}(\text{OH})_2$

8.1 Métodos biológicos

Os métodos biológicos também denominados de métodos específicos são métodos preventivos que têm por objectivo favorecer o crescimento de estruturas bacterianas floculentas em detrimento de estruturas filamentosas (Martins et. al. , 2004).

Neste grupo de métodos o crescimento de microrganismos filamentosos é suprimido numa dimensão em que estes não prejudiquem quer a sedimentação quer a compactação e selectivamente estimular o crescimento de microrganismos formadores de floco (Wanner, 1994).

Por vezes o objectivo desta selecção microbiológica é vulgarmente reduzido à eliminação de filamentosos, o que não resulta pois se não existir uma quantidade suficiente de formadores

de floco no biota, não se consegue melhorar as propriedades de sedimentação e compactação da lama (Wanner, 1994).

A eliminação por completo da população de filamentosos também não é desejável devido ao risco do aparecimento de microflocos e por outro lado a presença excessiva de determinados tipos de formadores de floco pode resultar na ocorrência de bulking não filamentoso (Wanner, 1994).

Os métodos biológicos de selecção dos microrganismos formadores de floco desejáveis são baseados num princípio relativamente simples que consiste em direccionar o fluxo de substrato e fonte de carbono para os formadores de floco e minimizar o acesso dos filamentosos a esses compostos (Wanner, 1994).

Esta tarefa pode ser efectuada de duas formas. A primeira que se denomina por selecção cinética consiste em criar condições sob as quais as taxas de utilização de substrato e crescimento são consideravelmente mais elevadas para os microrganismos formadores de floco que para os filamentosos. A segunda via denomina-se de selecção metabólica e consiste em bloquear as vias metabólicas para a utilização de substrato por parte dos indesejados microrganismos filamentosos (Wanner, 1994).

Como a aplicação bem sucedida deste tipo de métodos irá permitir controlar de forma permanente o bulking filamentoso em sistemas de lamas activadas, de uma forma sustentável, estes métodos devem ser preferencialmente adoptados (Martins et. al., 2004).

8.1.1 Uso de selectores

As acções preventivas, para o bulking filamentoso, actuais não são baseadas no conhecimento da fisiologia e/ou cinética de um tipo específico de bactéria filamentosa, no entanto geralmente as acções preventivas centram-se no facto de que os substratos facilmente biodegradáveis precisam de ser consumidos em condições de elevadas concentrações de substrato. Isto significa que a zona inicial do processo de lamas activadas precisa de ter um regime hidráulico de fluxo pistão até que toda a CQO facilmente assimilável (rbCQO) seja consumida, podendo depois ser utilizado um tanque de mistura completa (Martins et. al., 2004).

O controlo do bulking filamentoso tem sido conseguido em estudos laboratoriais através da compartimentação dos tanques de arejamento para aproximar o seu regime hidráulico a um

fluxo pistão, alimentação intermitente, utilização de pequenos tanques de mistura em que a lama recirculada e a água residual afluyente são misturadas antes de chegarem ao tanque de arejamento, e a operação do sistema em batch. Todas estas medidas produzem um gradiente de concentração de substratos carbonatados no tanque de arejamento ou uma elevada concentração de substrato no ponto em que a lama recirculada e a água residual afluyente entram no tanque de arejamento do sistema, seguido de uma concentração de substrato dissolvido próxima de zero na restante parte do tanque de arejamento (Jenkins et. al., 2004).

Hoje em dia a ferramenta de engenharia mais aplicada em todo o mundo para prevenir o fenómeno do bulking filamentoso são os selectores (Martins et. al., 2004).

Um selector é definido como sendo a parte inicial de um reactor biológico, caracterizada por possuir um número de dispersão baixo e um adequado macro-gradiente de concentração de substrato. Também pode ser pequena zona inicial separada do reactor biológico que recebe a água residual afluyente e a lama recirculada e possui uma elevada taxa de assimilação de rbCQO, com uma virtual remoção total da rbCQO (Martins et. al., 2004).

Em sistemas do tipo selector, os microrganismos são expostos a períodos de abundância (feast) e de carência (famine ou regeneração) de substrato externo. No selector os microrganismos são sujeitos a ambientes de elevadas taxas de crescimento e são capazes de acumular substratos no interior das suas células como produtos de armazenamento interno. É necessário um período suficientemente longo, sem substratos externos disponíveis (ambiente famine ou de baixa taxa de crescimento) para que a capacidade de armazenamento das células seja restabelecida (Martins et. al., 2004).

Quando uma lama activada é sujeita a uma sequência de condições ambientais em que primeiro é alimentada e depois colocada em situação de “fome” como num reactor compartimentado, um sistema batch, ou num selector, os microrganismos ajustam a lama a esta situação ao desenvolverem a capacidade de assimilarem rapidamente o substrato dissolvido e armazena-lo internamente para depois o utilizarem no período de “fome”. Esta capacidade de assimilação e armazenamento do substrato dissolvido é a base do efeito selector, uma vez que grande parte dos organismos filamentosos têm menos capacidade de actuar desta forma que a generalidade da comunidade formadora de floco (Jenkins et. al., 2004).

De acordo com Gabb et. al. (1991), em sistemas de lamas activadas com idades de lamas elevadas (>20 dia), o efeito selector pode ser estimulado (ou perdido) num período inferior à idade de lamas, através da introdução (ou eliminando) de condições alternadas de abundância e escassez de alimento (feast e famine).

É importante compreender que os selectores não seleccionam apenas contra alguns tipos de organismos filamentosos, mas que eles também seleccionam certos tipos de organismos (essencialmente não filamentosos) que conseguem assimilar substrato rapidamente e armazená-lo. Para sobreviver a um selector (e consequentemente ser seleccionado) um organismo tem que possuir uma elevada taxa de assimilação de substrato e uma grande capacidade de armazenamento de substrato. Estas características não são evidentes em microrganismos formadores de floco que crescem em sistemas de lamas activadas em contínuo de mistura completa, pelo que deve ser assumido que os selectores alteram o metabolismo (e possivelmente os tipos) dos microrganismos formadores de floco e seleccionam contra os organismos filamentosos (Jenkins et. al., 2004).

Quando substrato orgânico é transportado para células microbianas e transformado em produtos de armazenamento, é necessário que existam fontes de energia e poder redutor. Os selectores podem ser designados aeróbios, anóxicos ou anaeróbios com base no método utilizado para alcançar esta oxidação (Jenkins et. al., 2004).

8.1.1.1 Selectores aeróbios

Num selector aeróbio encontra-se presente OD e os principais mecanismos de remoção de substrato dissolvido são a respiração aeróbia e o armazenamento (Jenkins et. al., 2004).

Como a maioria dos microrganismos filamentosos presentes em lamas activadas são aeróbios, a selecção num selector aeróbio apenas ocorre devido às diferentes capacidades que os microrganismos têm de rapidamente assimilarem e armazenarem substrato, denominando-se este tipo de selecção por selecção cinética (Jenkins et. al., 2004).

O tempo de contacto, um típico parâmetro de design para selectores, tem um grande e não linear efeito na sedimentabilidade da lama. Quando o tempo de contacto é insuficiente, o substrato dissolvido não é totalmente consumido na zona de contacto e pode penetrar no tanque de arejamento. Neste caso, ocorrerá o crescimento de microrganismos filamentosos. Por outro lado quando o tempo de contacto, mesmo que ligeiramente, é demasiado longo, a concentração de substrato será baixa, aproximando-se de valores típicos de tanques de

mistura completa, o que também irá favorecer o crescimento de microrganismos filamentosos. O forte efeito que um tanque de contacto demasiado pequeno ou demasiado grande exerce no IVL, faz com que seja difícil conseguir um design correcto. Em sistemas com características de alimentação extremamente dinâmicas, como variações de temperatura, caudal e carga como é caso de sistemas de tratamento de águas residuais, conseguir um design correcto não é fácil e pode ser uma razão possível para o falhanço de selectores (Martins et. al., 2004).

Em selectores aeróbios as zonas de contacto iniciais devem ser dimensionadas de modo a que o primeiro compartimento tenha uma F/M de 10 a 12 kg CQO/kg MLSS dia e no global do selector a F/M deve ser de 3 a 4 kg CQO/kg MLSS dia. Um compromisso entre estas relações de carga e um selector de três compartimentos em que os dois primeiros compartimentos tenham igual tamanho e o terceiro o dobro do tamanho dos dois primeiros. Devem ser evitadas zonas de contacto iniciais com valores de carga muito superiores a estes valores (especialmente em águas residuais que contenham quantidades significativas de matéria orgânica facilmente assimilável) pois pode-se produzir uma lama activada gelatinosa (Jenkins et. al., 2004).

É reconhecida a necessidade de manter uma concentração mínima de OD em função da taxa de carga orgânica dissolvida ou da taxa de assimilação de substrato no tanque de arejamento e no selector aeróbio. Apesar do tempo de contacto recomendado para um selector anaeróbio ser extremamente reduzido, a quantidade de oxigénio requerida é de cerca de 15-30% da CQO dissolvida removida. Isto permite perceber a importância de assegurar um fornecimento de oxigénio suficiente no selector aeróbio. Se um selector aeróbio possuir uma taxa de arejamento demasiado baixa, os impactes negativos ao nível da sedimentabilidade da lama podem ser bastante piores do que os de um selector sobredimensionado, ou seja demasiado grande e próximo de uma mistura completa (Martins et. al., 2004).

As taxas de assimilação de oxigénio em selectores aeróbios são de cerca de 50 a 60 mg O₂/g MLVSS h e a concentração de OD deve situar-se entre 1 a 2 mg O₂/l (Jenkins et. al., 2004).

Estas concentrações de OD indicadas por Jenkins et. al. (2004) são um pouco reduzidas quando comparadas com valores propostos por outros autores. Por exemplo Al-Mutairi (2009) em sequência do seu trabalho sobre a aplicação de selectores aeróbios a efluentes de matadouros, sugere que deve ser assegurada uma concentração mínima de OD no selector de 2 mg O₂/l e aquando da presença de AGVs este valor deve ser aumentado para 4 mg O₂/l. Em

Metcalf & Eddy (2003) é mesmo referido que podem ser necessárias concentrações de OD de 6 a 8 mg O₂/l para que o floco se mantenha aeróbio no selector.

Devido à importância do controlo de arejamento em selectores aeróbios, devem ser colocados sensores de OD, pelo menos no primeiro compartimento do selector, onde o consumo de oxigénio é mais elevado (Martins et. al., 2004).

8.1.1.2 Selectores anóxicos

Num selector anóxico não existe OD e encontra-se presente nitrato, que é fornecido em quantidades suficientes para garantir as necessidades metabólicas. Os principais mecanismos de remoção de substrato dissolvido são o armazenamento e a desnitrificação

Os valores de F/M das zonas de contacto iniciais para selectores anóxicos podem ser reduzidas porque o selector conjuga a selecção cinética com a selecção metabólica (capacidade para desnitrificar) para combater organismos filamentosos. Para otimizar a desnitrificação e a selecção, um selector anóxico deve ter as seguintes cargas: no primeiro compartimento a F/M deve ser de 6 kg CQO/kg MLSS dia e a F/M global do selector deve ser de 1,5 kg CQO/kg MLSS dia. Deve ser encontrada uma relação de compromisso que assegure estas cargas e um selector de três compartimentos, em que os dois primeiros compartimentos tenham igual tamanho e o terceiro tenha o dobro do tamanho dos dois primeiros (Jenkins et. al., 2004).

Se apenas estiver disponível um único tanque para ser utilizado como selector anóxico, a sua F/M deve ser ≤ 1 kg CBO₅/kg MLSS dia para casos em que a temperatura da água residual $\leq 18^{\circ}\text{C}$ e $\leq 1,5$ kg CBO₅/kg MLSS dia em casos em que a temperatura da água residual é superior a 18°C (Jenkins et. al., 2004 citando Marten e Daigger, 1997). Uma alternativa para o dimensionamento de selectores anóxicos de apenas um compartimento é a utilização da idade de lamas anóxicas. Para calcular a idade de lamas anóxicas, divide-se a massa de MLSS no selector anóxico pelo total de SS purgados todos os dias. Para selectores anóxicos de apenas um compartimento a idade de lamas anóxicas deve situar-se na gama de 1 a 2 dias (Jenkins et. al., 2004 citando Marten e Daigger, 1997 e Clark et. al., 2001).

Como um selector anóxico remove CQO dissolvida através da desnitrificação, a sua concentração de OD deve ser baixa. O conteúdo do selector deve ser agitado através de agitadores, taxas de arejamento muito reduzidas, e/ou dispositivos de arejamento ineficientes. O sistema de lamas activadas deve nitrificar e quantidades suficientes de nitrato devem ser introduzidas no selector através da linha de recirculação de lama ou através de recirculação

interna de licor misto. Se não for possível introduzir nitrato suficiente no selector para remover a quantidade necessária de CQO dissolvida, o efeito de selector pode ser alcançado fazendo com que apenas parte do selector seja anóxica. Tipicamente, a parte inicial do selector é anóxica e utiliza o nitrato fornecido, a restante parte do selector será anaeróbia devido à depleção do nitrato fornecido. Em alternativa, se a primeira parte do selector for anóxica, a segunda pode ser aeróbia. Em outra opção, se a primeira parte do selector for anaeróbia (contém apenas lama recirculada com níveis baixos de nitrato e água residual afluyente), a segunda parte pode ser anóxica com a recirculação de licor misto a ser introduzida no compartimento anóxico (Jenkins et. al., 2004).

Estas variações de condições no selector, não são necessariamente prejudiciais para a sedimentabilidade da lama, pois o fluxo pistão faz com uma porção considerável da rbCQO possa ser armazenada por organismos heterotróficos vulgares, organismos acumuladores de fósforo, ou por organismos acumuladores de glicogénio. Contudo se o selector anóxico possuir uma reduzida capacidade de armazenamento, existirá passagem de rbCQO para o tanque de arejamento e consequentemente poderá ocorrer bulking filamentoso (Martins et. al., 2004).

Devido a variações nas proporções relativas de CQO que são oxidadas e armazenadas, os valores para a quantidade de CQO dissolvida que pode ser removida por 1 mg de nitrato variam consideravelmente. Para efluentes domésticos um valor típico é 8 mg CQO dissolvida/mg nitrato, se pouco ou nenhum armazenamento ocorrer (essencialmente toda a CQO dissolvida é metabolizada), se ocorrer um armazenamento significativo serão observados valores mais elevados (Jenkins et. al., 2004).

O dimensionamento global de um selector anóxico deve garantir um tempo suficiente para que a desnitrificação decorra numa extensão tal, que reduza a CQO dissolvida do efluente do selector para valores de cerca de 60 mg O_2 /l. A taxa de desnitrificação típica para a componente facilmente assimilável de uma água residual doméstica situa-se entre 5 a 10 mg NO_3 -N/g MLSS h a 20°C. Note-se que o objectivo num selector anóxico não é a remoção completa de nitrato, mas sim a remoção de CQO dissolvida até que esta fique próxima de 60 mg O_2 /l. Se a desnitrificação é um objectivo adicional ao controlo do bulking filamentoso, um maior volume anóxico será requerido (Jenkins et. al., 2004).

8.1.1.3 Selectores anaeróbios

Os selectores anaeróbios utilizam processos de selecção cinética e metabólica. Para que um selector seja completamente anaeróbio, OD e nitrato devem ser excluídos, e a energia para assimilação e armazenamento do substrato dissolvido pode ser obtida por duas vias. Uma das vias é a hidrólise de polifosfatos inorgânicos altamente energéticos que se encontram armazenados no interior das células microbianas e resulta na libertação de ortofosfato, a outra via é a energia provir da fermentação de glicogénio internamente armazenado (Jenkins et. al., 2004).

Quando a hidrólise de polifosfatos inorgânicos assegura o fornecimento de energia para a assimilação e armazenamento de substrato, ocorre a remoção biológica de fósforo uma vez que o ortofosfato libertado na zona anaeróbia e o ortofosfato afluyente são assimilados no tanque de arejamento usando para tal a energia gerada a partir dos substratos armazenados. Quando o glicogénio fornece a energia para anaeróbiamente o substrato ser assimilado e armazenado, o processo compete com as reacções que têm por base os polifosfatos e consequentemente interfere com a remoção biológica de fósforo uma vez que as bactérias acumuladores de glicogénio (GAOs) competem por substrato com as PAOs na zona anaeróbia (Jenkins et. al., 2004).

De acordo com Oehmen et. al. (2005) valores de pH próximos de 7 favorecem o crescimento das GAOs relativamente às PAOs, sendo estas últimas favorecidas por valores de pH próximos de 8.

No entanto, no caso em que a remoção de fósforo não é um objectivo imprescindível, esta diversidade metabólica confere uma grande flexibilidade ao selector anaeróbio na remoção de carga orgânica, independentemente da remoção de fósforo. Acrescente-se ainda que apesar da grande diversidade de PAOs e GAOs, até ao momento não foi demonstrado de forma inequívoca que alguma bactéria filamentosa tenha este tipo de metabolismo (Martins et. al., 2004).

Em resultado da disponibilidade e consumo de rbCQO na etapa anaeróbia, dá-se uma acumulação de PAOs e de GAOs na lama e supostamente o número de microrganismos obrigatoriamente aeróbios decresce, uma vez que estes sentem a falta de substrato na etapa aeróbia. Assim quanto mais substrato for removido na etapa anaeróbia, o que significa que menos substrato fica disponível para a etapa aeróbia, melhor deverá ser a sedimentabilidade

da lama activada. Acrescente-se ainda que uma lama rica em PAOs normalmente sedimenta melhor porque estas bactérias formam clusters densos e os polifosfatos intracelulares, juntamente com a precipitação química de fósforo, aumentam ainda mais a densidade da lama. Existem relatos recentes que confirmam a eficácia de selectores anaeróbios no controlo de bulking filamentoso, mesmo quando a *M. parvicella* é o microrganismo filamentoso dominante (Martins et. al., 2004).

Jenkins et. al. (2004) recomendam que o design de um selector anaeróbio para águas residuais domésticas deve obedecer aos seguintes critérios: o selector deve ser dividido em pelo menos três compartimentos, a F/M no primeiro compartimento deverá ser de 6 kg CQO/kg MLSS dia e a F/M global do selector deverá ser de 1,5 kg CQO/kg MLSS d, e o tempo de contacto no selector deverá situar-se entre as 0,75 e as 2 horas.

Wanner et. al. (1987) demonstraram que condições anaeróbias, mesmo em tanques de mistura completa, conseguem suprimir o crescimento de microrganismos filamentosos como a *S. natans* e o tipo 021N.

No entanto nem sempre se pode utilizar um selector anaeróbio, por exemplo a aplicação deste tipo de selector não é recomendada em esgotos ricos em compostos de enxofre. As condições anaeróbias podem favorecer ainda mais a produção de compostos reduzidos de enxofre, que podem ser utilizados na etapa aeróbia por bactérias filamentosas que oxidam enxofre (Martins et. al., 2004).

Wanner et. al. (1987) observaram que durante a anaerobiose pode ocorrer redução dissimilatória heterotrófica de enxofre, que por sua vez leva ao colapso dos mecanismos de remoção biológica de fósforo no sistema, podendo também resultar num crescimento excessivo de *Thiothrix* e consequente deterioração da sedimentabilidade da lama.

8.1.1.4 Considerações gerais sobre o uso de selectores

Os mecanismos de assimilação de substrato em selectores anteriormente descritos são virtualmente mutuamente exclusivos devido ao ambiente altamente competitivo que existe na lama activada. A energia libertada pela oxidação de um substrato orgânico através da oxidação aeróbia (em que o oxigénio é o aceitador de electrões terminal) é mais elevada do que para a desnitrificação (em que o nitrato é o aceitador de electrões terminal), que por sua vez é superior à libertada pela hidrólise de polifosfatos e fermentação de glicogénio, levadas a cabo por PAOs e GAOs respectivamente, em condições de anaerobiose. Assim na presença de OD,

uma comunidade microbiana extremamente diversificada como uma lama activada será dominada por microrganismos que efectuem a oxidações aeróbias. A desnitrificação não irá ocorrer, mesmo na presença de nitrato, uma vez que é menos eficiente que a oxidação aeróbia. A desnitrificação apenas ocorre na ausência de OD. De igual modo, a presença quer de OD quer de nitrato, irá suprimir os metabolismos de hidrólise de polifosfatos e fermentação de glicogénio (Jenkins et. al., 2004).

Quando são impostas condições anoxicas ou anaeróbias no selector, a selecção cinética é suplementada por uma selecção metabólica, ou seja, a capacidade para desnitrificar, armazenar e hidrolisar polifosfatos inorgânicos ou a capacidade para armazenar e fermentar glicogénio intracelular (Jenkins et. al., 2004).

Um reactor SBR também pode ser funcionar como um selector cinético, e até metabólico, bastante eficiente, dependendo da carga da água residual e da estratégia de alimentação. Para águas residuais bastante carregadas, e em que uma porção considerável do volume do SBR é ocupada pela água residual afluyente, pode ocorrer uma elevada F/M no inicio do ciclo e se este compreender um período de mistura sem arejamento a selecção metabólica associa-se à selecção cinética. A subsequente reacção do processo batch é idêntica à de um reactor de fluxo pistão (Metcalf & Eddy, 2003).

Quadro 8-2 Eficácia dos selectores no controlo de alguns organismos filamentosos (Jenkins et. al., 2004)

Eficazes	Falíveis
<i>S. natans</i>	Tipo 0041
Tipo 1701	Tipo 0675
Tipo 021N	Tipo 0092
<i>Thiothrix</i> sp. (excepto em situações de deficiência de nutrientes)	<i>M. parvicella</i>
<i>N. limicola</i>	
<i>H. hydrossis</i>	
Tipo 1851	
Nocardioformes (os selectores aeróbios nem sempre são eficazes)	

A utilização de selectores em lamas activadas tem-se tornado bastante comum, uma vez que é uma solução com baixos custos e com enumeras vantagens que derivam das melhorias impostas ao nível da sedimentabilidade da lama, nomadamente a capacidade de tratamento da instalação pode ser aumentada à medida que vão sendo possíveis maiores concentrações de MLSS sem que o desempenho hidráulico dos decantadores secundários seja comprometido (Metcalf & Eddy, 2003).

Contudo continuam a ser regularmente reportados casos em que selectores falaram no controlo de bulking filamentoso, no entanto não é claro que estas falhas se fiquem a dever a um mau design do selector, condições transitórias no sistema de tratamento biológico, ou a outros factores que de alguma forma afectam a dinâmica da população microbiana, dando vantagem competitiva aos microrganismos filamentosos (Martins et. al., 2004).

8.2 Métodos não específicos

Este grupo de métodos cobre soluções remediativas que apenas tratam dos sintomas/consequências do bulking filamentoso. Os efeitos destes métodos são temporários e as acções devem ser repetidas passado um certo período de tempo (Wanner, 1994).

8.2.1 Manipulação dos caudais de lama recirculada e pontos de alimentação no tanque de arejamento

Uma medida imediata que um operador pode tomar quando deparado com um problema de bulking filamentoso acompanhado de perda de sólidos pelos descarregadores dos decantadores secundários é aumentar a taxa de recirculação de lamas. Os efeitos desta medida são o decréscimo do nível do mato de lamas no decantador e diminuição da concentração de sólidos em suspensão no licor misto e consequentemente a diminuição do fluxo de sólidos ao decantador secundário (Eckenfelder e Grau, 1992).

Contudo o efeito desta medida é apenas transitório, o nível do manto de lamas no decantador secundário decresce por um período de tempo limitado, mas o aumento da taxa de recirculação diminui a pressão de selecção cinética no sistema, pelo que os efeitos desta medida podem ser bastante contraditórios em relação aos seus intentos iniciais, uma vez que o crescimento filamentoso pode ser suportado em virtude da diminuição da pressão de selecção cinética (Wanner, 1994).

Se o decantador for pouco profundo e a sua carga hidráulica for elevada, pouco se pode fazer sem uma diminuição significativa do IVL, mas se pelo contrário o decantador for profundo e bem dimensionado, a redução da taxa de recirculação pode ser mais aconselhável, uma vez que o aumento do tempo de retenção da lama no manto de lamas no decantador pode criar condições para selecção metabólica no decantador. Curiosamente antes de o fenómeno do bulking filamentoso ser completamente compreendido uma das práticas recomendadas aquando da ocorrência de problemas de bulking filamentoso era a da diminuição da quantidade de lama a ser recirculada (Wanner, 1994).

A concentração de sólidos afluente ao decantador secundário também pode ser diminuída, diminuindo a quantidade de sólidos em suspensão no sistema ou mudando o modo de operação do sistema de lamas activadas. A quantidade de sólidos em suspensão no sistema pode ser diminuído aumentando a extracção de lamas do sistema, o que apenas é possível se a linha de tratamento de lamas tiver capacidade para tal e se a redução da concentração de MLSS não afectar de forma desfavorável a F/M (por exemplo pode ser requerida uma determinada F/M para nitrificar) (Jenkins et. al., 2004).

O objectivo de mudar o modo de operação para combater o bulking filamentosos é o de reduzir a concentração de MLSS a alimentar o decantador secundário, sem reduzir o inventário de MLSS. Para este objectivo são bastante úteis tanques de arejamento que possibilitem configurações de alimentação escalonada ou zonas de contacto. Ambas as configurações permitem operar a primeira zona do tanque de arejamento a uma concentração de MLSS mais elevada e a ultima parte do tanque de arejamento a uma concentração de MLSS mais baixo que no caso de a água residual afluente e a lama recirculada serem ambas introduzidas à cabeça do tanque de arejamento, mas o inventário de sólidos não se altera para uma determinada F/M. A concentração e sólidos a alimentar o decantador secundário e consequentemente a carga de sólidos afluente ao mesmo decrescem quando comparados com sistemas em que o tanque de arejamento é alimentado à cabeça com a água residual afluente e a lama recirculada (Jenkins et. al., 2004). Um exemplo da aplicação da alimentação escalonada para diminuir a carga de sólidos afluente à decantação secundária é apresentado no Anexo I.

8.2.2 Adição de coagulantes químicos e sólidos inertes para melhorar a velocidade de sedimentação da lama activada

As velocidades de sedimentação de lamas activadas afectadas por bulking filamentoso podem ser melhoradas, aumentando o peso específico dos flocos (Wanner, 1994).

Varias abordagens para melhorar a sedimentabilidade da lama activada podem ser encaixadas nesta categoria, em que a sedimentabilidade é melhorada sem que a causa do problema seja eliminada (Jenkins et. al., 2004).

Polímeros sintéticos podem ser adicionados a lamas activadas de instalações de tratamento de efluentes domésticos e industriais para suplantar os problemas estruturais ao nível do floco associados ao crescimento excessivo de microrganismos filamentosos (pontes entre flocos e

flocos de estrutura aberta) e para flocular flocos de microrganismos dispersos (Jenkins et. al., 2004).

O uso de polímeros orgânicos sintéticos não aumenta a massa da lama, sendo esta a sua principal vantagem em relação aos coagulantes inorgânicos como os sais de alumínio e ferro. Existem relatos da utilização de uma vasta gama de tipos e dosagens de polímeros. Geralmente, para controlo de bulking filamentoso, pode ser utilizado um polímero de elevado peso molecular e com uma elevada carga catiónica, sozinho ou em combinação com um polímero aniónico. É recomendável que se efectuem “jar tests” com frequência para determinar a dose de polímero, porque a dose de polímero pode mudar de batch para batch e com alteração ao nível das propriedades da lama activada e do tipo de microrganismos filamentosos. Sobredosagens podem levar a uma deterioração da performance; sendo que a aplicação de doses excessivas por períodos prolongados podem fazer com que a lama activada fique gelatinosa ao ponto de que a capacidade de sedimentação fique deteriorada em vez de melhorada (Jenkins et. al., 2004).

Usualmente os polímeros são adicionados ao licor misto na saída deste do tanque de arejamento ou nas chaminés centrais dos decantadores secundários. Geralmente a adição por períodos longos de tempo de polímeros para controlar o bulking filamentoso torna-se numa solução bastante dispendiosa quando comparada com a cloração da lama recirculada. Assim a adição de polímeros é uma solução apropriada para lidar com problemas de sedimentabilidade quando encara como solução de emergência. As instalações de doseamento de polímero são relativamente fáceis de instalar e o melhoramento da sedimentabilidade da lama é imediato, enquanto a cloração da lama recirculada leva alguns dias a surtir efeito e a instalação de infra-estruturas que permitam o seu uso regular é de algum modo mais complexa (Jenkins et. al., 2004).

Juang (2005) estudou os efeitos da adição de um polímero sintético, mais propriamente o Keystone KF 4249, em organismos filamentosos presentes em lamas activadas. A dose de polímero utilizada por Juang foi de 1mg de concentrado de polímero por 10 l de lama activada. De acordo com Juang, polímeros sintéticos podem sem sombra de dúvida ser utilizados para resolver problemas de bulking filamentoso. No entanto nas suas conclusões Juang faz uma ressalva, ele afirma que se o polímero for utilizado de forma contínua não deverão surgir problemas, contudo no caso de a sua utilização ser apenas por um curto período de tempo, a

partir do momento em que se deixe de dosear polímeros a sedimentabilidade da lama pode deteriorar-se bastante.

Vansever et. al. (1997) relatam que, no seu trabalho à escala laboratorial, obtiveram melhorias ao nível da sedimentabilidade de uma lama activada através da adição de NutrifloK 50 S, um produto comercial que não entra na categoria dos polímeros sintéticos convencionais pois para além de conter agentes floculantes, também contém nutrientes. A dose de NutrifloK 50 S utilizada por Vansever et. al. (1997) foi de 110 mg de produto por litro de influente (110g NutrifloK 50 S/m³ influente) e a redução do IVL verificada foi de 39%.

Coagulantes e floculantes inorgânicos tais como cloreto férrico e sulfato de alumínio têm sido utilizados para auxiliar a sedimentabilidade de lamas activadas. Estes químicos produzem precipitados que arrastam para baixo a lama activada afectada por bulking filamentoso (Jenkins et. al., 2004).

Segundo Wanner (1994), a adição de coagulantes inorgânicos é uma prática pouco recomendada nos Estados Unidos devido ao aumento da produção de lama inerente a esta acção, contudo nas práticas europeias é comum a adição nos tanques de arejamento de coagulantes inorgânicos tais como cal e sais de ferro e alumínio para melhorar a sedimentabilidade das lamas. Wanner faz referencia a vários relatórios alemães sobre o assunto e resumindo destes as seguintes recomendações:

- iniciar o doseamento quando o IVL exceder os 200 ml/g
- o coagulante deve ser doseado durante pelo menos 10 dias
- as doses de coagulante, calculadas com base no volume de licor misto no tanque de arejamento, devem ser as seguintes:

35 g Fe/m³ para os sais de ferro

10-15 g Ca/m³ para a cal

- repetir as dosagens quando o IVL voltar a exceder os 200 ml/g.

Agridiotis et. al. (2007) verificaram à escala laboratorial o efeito do doseamento de sulfato de ferro numa lama activada afectada por bulking filamentosos proveniente de uma instalação de tratamento de efluentes de indústrias de pasta de papel. A dose por eles utilizada foi de 30 mg Fe²⁺/l e verificaram esta dosagem de ferro conduziu a melhorias significativas ao nível da

sedimentabilidade da lama e que a lama filamentosa foi convertida numa estrutura compacta sem filamentos.

Contudo a adição de sais de ferro com vista a melhorar a sedimentabilidade da lama pode causar efeitos secundários indesejados. Philips et. al. (2003) verificaram que o doseamento contínuo de sai de ferro ferroso (Fe(II)) ou ferro férrico (Fe(III)) conduzia a uma progressiva inibição da actividade nitrificante bem como da actividade global da lama, sendo que os efeitos do Fe(III) revelaram ser mais duradouros depois de terminado o doseamento. A explicação avançada por estes autores para este efeito foi de que a toxicidade para a lama poderia advir do decréscimo do pH causado pela formação de hidróxidos de ferro.

Clark et. al. (2000) verificaram que os flocos produzidos com Fe(II) apresentavam uma maior dimensão e uma maior robustez que aqueles formados com Fe(III).

Turchiuli e Fargues (2004) por sua vez estudaram os efeitos da adição de sulfato de alumínio e cloreto férrico na desidratação da lama, tendo constatado que apesar de os flocos resultantes da adição de cloreto férrico terem menos 20% de água retida no seu interior, que os formados a partir da adição de sulfato de alumínio, apresentavam maior resistência à desidratação que os segundos.

Para além da adição de coagulantes químicos, também a adição de sólidos biologicamente inertes tem sido utilizada no intento de melhorar a sedimentabilidade de lamas activadas.

Wanner (1994), refere que de forma geral, as lamas activadas de sistemas sem tratamento primário sofrem menos frequentemente de bulking filamentoso que as de sistemas com decantação primária, fenómeno que de acordo com Wanner é em parte explicado pela adição de sólidos com boa sedimentação, provenientes da água residual bruta, aos flocos. Estes sólidos ficam adsorvidos aos flocos, melhorando a sua sedimentabilidade.

De acordo com Jenkins et. al. (2004) considerações como a de Wanner (1994) acima referida tiveram as suas origens nos trabalhos de Matsche, que em 1982 verificou que as lamas activadas de instalações sem decantador primário sedimentavam melhor que as de instalações com decantação primária devido à presença de sólidos primários mais densos na lama activada, Matsche também notou que a presença de partículas de terra em efluentes provenientes de indústrias de beterraba sacarina melhoravam a sedimentabilidade da lama activada.

No entanto Jenkins et. al. (2004) fazem referencia a experiencias anteriores às de Matscede em que com a intenção de melhorar a sedimentabilidade das lamas activas se procedeu à adição de sólidos inertes às mesmas. De acordo com Jenkins et. al. (2004) o aumento do peso da lama activada com sólidos biologicamente inertes tem sido praticado desde o processo de Kraus, em 1945, no qual o conteúdo dos digestores anaeróbios era recirculado para o tanque de arejamento, referem também o processo PACT da segunda metade da década de 1970 no qual a adição de carvão activado em pó no tanque de arejamento costuma produzir uma lama activada que sedimenta bem mesmo na presença de níveis significativos de organismos filamentosos. A referência mais recente sobre este assunto efectuada por Jenkins et. al. (2004) é sobre a adição de talco, um mineral disponível no mercado, e que tem de acordo com estes autores tem vindo a ser adicionado em instalações de lamas activadas na Holanda e em França, desde a segunda metade da década de 1990, para melhorar a sedimentabilidade das lamas activadas mas que tem como consequência um grande aumento na produção de lamas em virtude de serem requeridas relações de talco para MLVSS de aproximadamente 0,6 -1.

Contudo, Jenkins et. al. (2004), alertam para o facto de que apesar de a adição de químicos inorgânicos ou de sólidos inertes poder melhorar a sedimentabilidade das lamas activadas, esta adição pode levar também a um aumento significativo da carga de sólidos no processo, alertando também que nem sempre a presença de sólidos inertes consegue atenuar os impactes negativos dos organismos filamentosos em lamas activadas.

8.2.3 Adição de oxidantes fortes (desinfectantes) para matar organismos filamentosos de forma selectiva

O princípio de aplicação deste grupo de métodos não específicos é bastante simples: uma vez que as bactérias filamentosas causadoras de bulking filamentoso se situam essencialmente no exterior dos flocos, elas são mais susceptíveis à acção dos oxidantes que as bactérias formadoras de floco (Martins et. al., 2004).

Os filamentos que se estendem para lá da superfície dos flocos podem ser danificados selectivamente por oxidantes fortes. Os filamentos são expostos a concentrações letais de químicos na massa líquida, enquanto a concentração no interior dos flocos é subletal devido à limitação de transporte (resistência à difusão) e à destruição dos tóxicos durante o transporte através do floco (Jenkins et. al., 2004).

Cloro e peróxido de hidrogénio têm sido utilizados para matar de forma selectiva organismos filamentosos em lamas activadas e desta forma eliminar sintomas de bulking filamentoso, de uma forma mais limitada também têm sido utilizados outros desinfectantes como o ozono (Jenkins et. al., 2004).

O cloro é o oxidante tradicionalmente mais utilizado para este propósito, sendo o seu uso bastante vulgar nos Estados Unidos. O uso de cloro no controlo de bulking filamentoso tem sido bastante estudado na África do Sul, especialmente o seu impacte na remoção biológica de nutrientes e a formação de haletos orgânicos. Na Europa a cloração é mais utilizada no Reino Unido que no continente. Na Alemanha e na Europa Central a cloração é recomendada apenas como uma medida de emergência, sendo que a principal razão para esta recomendação, o receio de descarregar haletos orgânicos juntamente com o efluente final nos meios receptores que já podem estar suficientemente carregados por haletos orgânicos das indústrias (Wanner, 1994).

Um outro aspecto negativo da utilização de oxidantes é o de que as bactérias de crescimento lento, como as nitrificantes, levam bastante tempo a recuperar quando afectadas por oxidantes, o que poderá levar a uma deterioração da qualidade do efluente (Martins et. al., 2004).

Jenkins et. al. (2004), justificam a comum utilização de cloro para combater o bulking filamentoso nos Estados Unidos com o facto de este químico ser mais barato que o peróxido de hidrogénio ou o ozono e também por a desinfecção do efluente secundário em instalações de tratamento de águas residuais domésticas nos Estados Unidos ser efectuada essencialmente com recurso a cloro e como tal este químico encontra-se vulgarmente disponível nas instalações e os operadores estão familiarizados com o seu manuseamento.

Como o cloro é um químico bastante perigoso, tanto para os microrganismos das lamas activadas como para o meio ambiente, a cloração deve obedecer a determinadas regras e ser efectuada apenas por pessoal capacitado para o efeito (Wanner, 1994).

De acordo com Jenkins et. al. (2004), um valor alvo de IVL deve ser estabelecido, devendo o valor alvo, ser o valor ao qual ou abaixo do qual a instalação pode ser operada de forma satisfatória, sem problemas associados à fraca sedimentabilidade da lama. Na selecção de um valor alvo de IVL não deve ser considerada apenas a operação do decantador secundário, mas também o impacte da sedimentabilidade da lama nas unidades de processamento da mesma.

A cloração deve apenas ser utilizada quando o valor alvo de IVL for significativamente e consistentemente excedido.

A solução de cloro deve ser adicionada a toda a lama activada numa dose conhecida e controlada, num ponto com boas condições de mistura. Devo idealmente utilizar-se equipamento doseador dedicado ao doseamento da solução de cloro utilizada para o controlo de bulking filamentososo para um melhor controlo da dose a aplicar (Jenkins et. al., 2004).

Os dois pontos de doseamento mais comuns são directamente no tanque de arejamento ou na linha de recirculação de lamas, sendo preferível efectuar o doseamento neste último ponto. O doseamento directo no tanque de arejamento é utilizado em instalações com um elevado tempo de retenção hidráulico nos tanques de arejamento, em que o doseamento de cloro na lama recirculada não iria assegurar uma frequência de exposição do universo da lama ao cloro suficiente ou quando a linha de recirculação de lamas se encontra inacessível (Jenkins et. al., 2004).

Uma excelente mistura inicial da solução de cloro com a lama recirculada é algo que assume uma importância capital, pois as reacções do cloro na lama recirculada são bastante rápidas e sem uma excelente mistura inicial, uma grande parte da lama recirculada pode não ter contacto com o cloro enquanto uma pequena parte pode ficar exposta a uma sobredosagem. Uma consequência de uma mistura inicial insuficiente é o consumo de grandes quantidades de cloro sem que o bulking filamentososo seja controlado. Dosagens prolongadas num ponto de fraca mistura inicial podem resultar na produção de efluentes turvos (devido à sobredosagem local) e a uma redução da eficiência de tratamento devido à morte excessiva de organismos formadores de floco (Jenkins et. al., 2004).

De acordo com Wanner (1994) a dose mássica global diária de cloro, a concentração de cloro no ponto de dosagem, a dose mássica específica de cloro no ponto de dosagem e a frequência de exposição diária da lama activada à dose de cloro, são parâmetros que influenciam a eficiência da cloração.

A dose mássica global diária de cloro (r_{Cl_2}) obtém-se pela Equação 8-1 e na literatura encontram-se valores para este parâmetro na gama 1 a 15 g Cl_2 /kg MLSS dia. Contudo valores acima de 5 g Cl_2 /kg MLSS dia são relativamente elevados e a qualidade da lama deve ser cuidadosamente verificada durante a cloração. A cloração deve ser iniciada com doses baixas,

especialmente quando esta é efectuada pela primeira vez numa determinada instalação (Wanner J. , 1994).

Equação 8-1 :

$$r_{x,Cl_2} = \frac{\text{massa de cloro doseada por dia}}{\text{massa de lama activada no sistema}}$$

A concentração de cloro no ponto de dosagem (S_{Cl_2}) (ver Equação 8-2) não deve exceder os 15 a 20 mg/l, de outra forma a parte interna dos flocos pode ser danificada (Wanner J. , 1994).

Equação 8-2 :

$$S_{Cl_2} = \frac{\text{massa de cloro doseada por dia}}{\text{caudal diário que passa no ponto de dosagem}}$$

De facto, o valor real da concentração de cloro irá depender da concentração de lama activada (X), o que é expresso pelo parâmetro dose mássica específica de cloro no ponto de dosagem (D_{x,Cl_2}) apresentado na Equação 8-3.

Equação 8-3 :

$$D_{x,Cl_2} = \frac{S_{Cl_2}}{X}$$

A frequência de exposição diária da lama activada à dose de cloro (F) representa as vezes por dia que a lama é exposta ao cloro e determina-se de acordo com a Equação 8-4. Para que os filamentos sejam efectivamente danificados, estes devem ser expostos ao cloro diversas vezes ao dia, sendo recomendados valores de F superiores a $2,5-3 \text{ dia}^{-1}$ (Wanner, 1994).

Equação 8-4 :

$$F = \frac{r_{x,Cl_2}}{D_{x,Cl_2}}$$

Caravelli et. al. (2004) verificaram que em culturas puras os microrganismos formadores de floco são mais susceptíveis ao cloro que os organismos filamentosos. Estes autores também confirmaram que em lamas activadas, a localização dos microrganismos filamentosos no floco e a presença de polímeros extra celulares determina grandemente a susceptibilidade destes ao cloro.

O peróxido de hidrogénio tem sido utilizado no controlo do bulking filamentoso de forma similar ao cloro, sendo que geralmente as doses de químico aplicadas e o tempo de aplicação das mesmas são superiores para o peróxido de hidrogénio que para o cloro (Jenkins et. al., 2004).

Jenkins et. al. (2004), referem o trabalho de Keller e Cole relativamente à utilização do peróxido de hidrogénio no controlo do bulking filamentoso, em que estes últimos concluíram que o tempo requerido para reduzir em 50% o valor de IVL inicial era função da dose de peróxido de hidrogénio aplicada e que a dose mínima de peróxido de hidrogénio (H_2O_2) a aplicar para um controlo efectivo do bulking filamentoso era de 0,1 kg H_2O_2 /kg MLSS dia.

Contudo Wanner (1994) mostra-se reticente relativamente ao uso do peróxido de hidrogénio no controlo do bulking filamentoso. Wanner afirma que o peróxido de hidrogénio parece não ser selectivo para os filamentos que se lançam para lá da superfície dos flocos, e como o peróxido de hidrogénio é menos reactivo que o cloro, pode penetrar mais profundamente no interior dos flocos e afectar também a biomassa formadora de flocos.

Jenkins et. al. (2004) fazem referência aos trabalhos desenvolvidos por van Leuwen e Pretorius que desenvolveram experiências à escala piloto relativamente à adição de ozono (O_3) no estágio aeróbio de uma instalação de lamas activadas de remoção biológica de nutrientes com três estágios (anaeróbio, anóxico e aeróbio). Estes investigadores utilizaram doses de ozono de 3, 6 e 9 mg/l (com base no caudal de água residual) e equivalentes a 2, 4 e 6 kg $O_3/10^3$ kg MLSS dia, tendo verificado uma dose de 2 kg $O_3/10^3$ kg MLSS dia não afectava a sedimentabilidade da lama activada e que as doses de 4 e 6 kg $O_3/10^3$ kg MLSS dia eram igualmente eficientes na redução do IVL de aproximadamente 200 ml/g para 125 ml/g.

Adicionalmente ao controlo do IVL, uma dose de 6 kg $O_3/10^3$ kg MLSS dia levou a um decréscimo da cor, turbidez e concentração de SST do efluente. A remoção de amónia por nitrificação foi de algum modo melhorada e a remoção biológica de fósforo permaneceu virtualmente inalterada. Não se formaram haletos orgânicos durante a ozonação e o potencial para a formação de haletos orgânicos para o efluente da lama ozonada foi menor que para a lama não ozonada (Jenkins et. al., 2004 citando van Leuwen, 1988).

Chu et. al. (2009) afirmam que a ozonação da lama pode ser uma solução económica para estações de tratamento de águas residuais que possuam elevados custos relacionados com deposição final de lamas e problemas operacionais relacionados com organismos filamentosos

(bulking e foaming), recomendando doses de ozono na gama das 0,03 a 0,05 g O₃/g SST (3-5 kg O₃/10³ kg SST) para a obtenção de uma boa relação custo/benefício.

Nos anos mais recentes têm sido introduzidos no mercado produtos com a denominação de filamentosidas, abordando Jenkins et. al. (2004) a sua experiência com este tipo de materiais. Estes autores afirmam que estes produtos aparentemente matam os filamentos, mas as suas propriedades tóxicas permanecem ao longo do processamento da lama e produzem toxicidade no efluente.

8.2.4 Predação de microrganismos filamentosos por outros organismos

A predação de microrganismos filamentosos por outros tipos de microrganismos é algo que tem sido interesse de estudo nos anos mais recentes, destacando-se os trabalhos desenvolvidos por Inamori et. al. (1991) no Japão, em que os predadores estudados foram protozoários ciliados, e os trabalhos desenvolvidos por Fialkowska e Pajdak-Stós (2008) na Polónia em que os predadores utilizados foram rotíferos *lecan*.

Apesar de neste grupo de métodos se tentar controlar os problemas de bulking filamentosos com recurso a ferramentas biológicas, no presente trabalho estes métodos são inseridos no grupo dos métodos não específicos, pois estes não tentam eliminar as causas do crescimento de organismos filamentosos mas sim elimina-los depois de estes crescerem no sistema com recurso a predação.

O trabalho de Inamori et. al. (1991) centra-se na tentativa de utilizar a função predatória dos protozoários ciliados no controlo de microrganismos filamentosos. Estes autores conseguiram isolar duas espécies de protozoários ciliados a partir de lamas activadas, nomeadamente *Trithigmostoma cucullulus* e *Trochiloides recta*, que se alimentam de filamentosos como a *S. natans* e o tipo 021N e verificaram que o método e a taxa de ingestão de filamentosos variavam de uma espécie para outra, mas que ambas tinham em comum um pequeno órgão oral denominado cesto “*cytopharyngeal*”. A *Trithigmostoma cucullulus* foi a espécie que se mostrou mais promissora, tendo mesmo Inamori et. al. (1991) declarado nas suas conclusões que se a *Trithigmostoma cucullulus* cresce-se em número suficiente esta poderia eliminar o bulking filamentos de lamas activadas afectadas por este problema.

Fialkowska e Pajdak-Stós (2008) por sua vez averiguaram a possibilidade de controlar o bulking filamentosos com recurso a rotíferos *lecan*, tendo concluído do mesmo que este tipo de rotíferos consegue reduzir significativamente o número de organismos filamentosos em lamas

activada e consequentemente melhorar a sedimentabilidade das mesmas. Também concluíram que a eficiência da acção dos rotíferos dependia dos organismos filamentosos em causa, sendo que estes tinham uma maior apetência para se alimentar de *Microthrix parvicella* que de actinomicetas, e que os rotíferos conseguiam proliferar quando transferidos de uma lama activada para outra onde não tinha ocorrido anteriormente, ou seja podiam ser inoculados com sucesso numa lama em que não existiam à partida.

Fialkowska e Pajdak-Stós (2008) foram os primeiros a estudar a possibilidade do uso de rotíferos no controlo de bulking filamentoso, mas anteriormente já Lapinski e Tunnacliffe (2003) haviam estudado o papel dos rotíferos na redução da biomassa em suspensão em lamas activadas.

Contudo apesar dos resultados promissores obtidos por Inamori et. al. (1991) e Fialkowska e Pajdak-Stós (2008), a viabilidade da utilização da predação à escala industrial no controlo do bulking filamentoso ainda permanece envolta em muitas dúvidas.

9 Controlo de foaming biológico

O foaming em lamas activadas causado por microrganismos filamentosos não é um problema tão comum como o bulking filamentoso e também não se encontra tão largamente disseminado a nível mundial como o bulking filamentoso. Desta forma o conhecimento prático sobre soluções para este problema encontra-se disponível apenas em alguns países, tais como Estados Unidos, Austrália, África do Sul e alguns países europeus, essencialmente Holanda, França, Dinamarca e Inglaterra. Adicionalmente acrescenta-se o facto de que os microrganismos filamentosos responsáveis por problemas de foaming são dos organismos filamentosos mais problemáticos e a falta de informação acerca destes organismos prejudica o desenvolvimento de estratégias de controlo com bases teóricas. Desta forma, as actuais soluções são essencialmente empíricas e os métodos não específicos são bastantes comuns (Wanner J. , 1994).

Pujol et. al. (1991) efectuaram um levantamento em França acerca de soluções implementadas em instalações de lamas activadas deste país para controlar problemas de foaming biológico e o sucesso que estas soluções obtiveram (ver Quadro 9-1).

Quadro 9-1 Eficácia de várias soluções técnicas implementadas em instalações de lamas activadas francesas para controlar o foaming biológico (Pujol et. al., 1991).

Solução técnica	Percentagem de sucesso	Número de casos
Zonas de contacto (selectores)	73%	11
Adição de oxidantes	66%	9
Aplicação de agentes anti-espumas	57%	7
Adição de coagulantes	46%	28

Nos pontos seguintes serão abordados em pormenor os métodos mais comuns utilizados para controlar o fenómeno do foaming biológico.

9.1 Uso de selectores

Os organismos filamentosos formadores de foaming diferem significativamente nos seus requerimentos de crescimento, parâmetros cinéticos e propriedades metabólicas. Sendo de destacar que os formadores de foaming mais comuns, os nocardioformes, parecem ser mais susceptíveis a pressões de selecção cinética e metabólica que a *Microthrix parvicella* (Wanner, 1994).

Aliás Andreassen e Nielsen (2000) verificaram que a *Microthrix parvicella* tem uma considerável capacidade de assimilar ácido oleico em condições aeróbias, anoxicas e anaeróbias, sendo

mesmo essa capacidade mais pronunciada sob condições de anaerobiose, o que vem confirmar a resistência deste microrganismo filamentoso a pressões de selecção metabólica.

Devido a esta resistência da *Microthrix parvicella* a métodos de selecção cinética e metabólica, normalmente as espumas biológicas causadas por esta filamentosa são combatidas através do uso de químicos ou simplesmente através da sua remoção física, sendo mais comum encontra-se dados e recomendações acerca do uso de selectores para combater as espumas de nocardioformes (Wanner, 1994).

9.1.1 Selectores aeróbios

Cha et. al. (1992) averiguaram a capacidade de um selector aeróbio controlar a população de nocardioformes a idades de lamas de 5 e 10 dias e uma temperatura de 20°C. Para tal utilizaram um selector com quatro compartimentos, onde mantiveram uma concentração mínima de OD de 0,5 mg/l. As unidades do sistema apresentavam estruturas de enclausuramento de espumas, nomeadamente escoamento subsuperficial no tanque de arejamento e deflectores nos descarregadores do decantador secundário. O selector aeróbio revelou-se eficaz no controlo de nocardioformes na lama activada com uma idade de lamas de 5 dias mas não para uma idade de lamas de 10 dias.

Em Itália, mais concretamente na instalação de lamas activadas de Mancasale , Reggio Emilia, Madoni e Davoli (1997) testaram o uso de um selector aeróbio, no controlo de foaming biológico causado por *Microthrix parvicella*. Apesar de não conseguirem eliminar o problema conseguiram uma redução significativa das espumas operando o selector com uma F/M de 24 kg CBO₅/kg MLSS dia, um tempo de contacto de 14 minutos e uma concentração de OD no selector de 5,6 mg/l. A temperatura no sistema foi de 15°C e a idade de lamas do mesmo foi de 7 dias.

Tsang et. al. (2008) verificaram através de ensaios laboratoriais a sensibilidade da *Nocardia amarae* à pressão de selecção cinética imposta por um sistema de dois estágios, de forma a assegurar condições de feast/famine. No compartimento de feast a lama era expostas a uma F/M de 0,75 g CBO/g MLSS dia enquanto no compartimento de famine a F/M era de 0,16 g CBO/g MLSS dia. Os resultados obtidos foram de que a alternância da lama entre estas duas condições conseguia suprimir o crescimento excessivo de *Nocardia amarae* e a sedimentabilidade da lama melhorava consideravelmente.

9.1.2 Selectores anoxicos

De acordo com Cha et. al. (1992) sistemas de lamas activadas operados com idades de lamas iguais ou superiores a 10 dias e temperaturas superiores a 20°C costumam nitrificar, o que oferece a possibilidade de usar um selector anóxico no controlo de nocardioformes. Estes autores investigaram essa possibilidade a uma idade de lamas de 12 dias. Para tal utilizaram um selector de três compartimentos cuja funcionalidade foi demonstrada por uma assimilação de CQO dissolvida de 40 mg/l, uma remoção de nitrato de 5 mg/l, controlo do IVL abaixo dos 100 ml/g e pela presença de colónias amorfas de *zoogloea* na lama activada. O selector anóxico revelou-se eficaz no controlo de nocardioformes nestas condições.

Madoni e Davoli (1997) conseguiram eliminar na totalidade os nocardioformes da lama activada da estação de tratamento de águas residuais de Mancasale, em Reggio Emília, Itália, com recurso a um selector anóxico operado a uma F/M de 11 kg CBO₅/kg MLSS dia e com um tempo de contacto de 18 minutos. Estes dois parâmetros revelaram-se essenciais para a eficiência do processo, pois um mesmo selector anóxico operado com uma F/M de 2 kg CBO₅/kg MLSS dia e um tempo de contacto de 45 minutos conseguiu eliminar os nocardioformes, mas não conseguiu reduzir o foaming biológico pois estas condições favoreceram o crescimento de *Microthrix parvicella*. A idade de lamas do sistema era de cerca de 8 dias e a temperatura era de cerca de 20°C.

9.1.3 Selectores anaeróbios

Apesar de ressaltarem o facto de a informação existente sobre a eficácia de selectores anaeróbios no controlo do crescimento de nocardioformes em lamas activadas ser mais escassa que para o caso de selectores aeróbios e anoxicos, Jenkins et. al. (2004) afirmam que as informações existentes indicam que os selectores anaeróbios tendem a controlar os nocardioformes em lamas activadas, se forem operados de forma a permitir um processo estável de remoção biológica de fósforo.

Este facto pode ser averiguado através do uso de vários critérios, incluindo a eficiência da remoção de fósforo, libertação anaeróbia de ortofosfato dissolvido acompanhada pela assimilação de CQO dissolvida, presença de aglomerados de células Neisser positivas nos flocos de lama activada, e por um elevado conteúdo de fósforo total na lama activada (> 2% P/SSV) (Jenkins et. al., 2004).

Kim e Pagilla (2000) efectuaram estudos laboratoriais para perceber de que forma se processava o crescimento competitivo entre a *Nocardia amarae* e a *Acinetobacter calcoaceticus* (uma formadora de floco) com recurso a reactores SBR. Tendo verificado que quando colocadas ambas as bactérias em competição (cultura mista composta pelas duas espécies) e o SBR era operado de forma a alternar condições anaeróbias com condições aeróbias, a *Nocardia* era removida do sistema em 24 horas enquanto a *Acinetobacter* proliferava até atingir 140% da sua concentração inicial.

O crescimento competitivo entre a *Gordonia amarae* e a *Acinetobacter calcoaceticus* foi estudado por Kim e Pagilla (2003) através de ensaios laboratoriais. Utilizando um reactor em contínuo de dois estágios, anaeróbio e aeróbio, verificaram que quando colocadas as duas bactérias em competição, a *Gordonia* era eliminada do sistema em cerca de 24 horas enquanto a população de *Acinetobacter* aumentava cerca de 170%.

Estes resultados obtidos por Kim e Pagilla (2000, 2003) parecem indicar que os nocardioformes não conseguem suportar situações de anaerobiose, pelo que o uso de selectores anaeróbios parece ser promissor na supressão do crescimento destes organismos em lamas activadas, tal como Jenkins et. al. (2004) afirmam.

9.2 Manipulação da idade de lamas

A manipulação da idade de lamas é bastante utilizada para controlar as espumas formadas por nocardioformes, e baseia-se numa abordagem de “Washout” cinético, uma vez que os nocardioformes são considerados organismos de crescimento lento, pelo menos em comparação com a maioria dos formadores de floco presentes em lamas activadas.

No entanto efectuar o Washout de nocardioformes de um sistema de lamas activadas pode requerer valores de idade de lamas bastantes baixos. Pitt e Jenkins (1990) observaram níveis consideráveis de nocardioformes mesmo para valores de idade de lamas inferiores a 2 dias e Cha et. al. (1992) verificaram a existência de uma relação entre a temperatura do licor misto e a idade de lamas requerida para remover os nocardioformes do sistema, por exemplo determinaram que para uma temperatura de 16 °C o número de nocardioformes declinava a uma idade de lamas de 2,2 dias mas para obter o mesmo efeito a uma temperatura de 24°C já era necessário um valor de idade de lamas de 1,5 dias.

De acordo com Jenkins et. al. (2004), a forma mais eficaz de conseguir controlar a idade de lamas de um sistema de lamas activadas de forma a eliminar nocardioformes do sistema é este

controlo ser efectuado automaticamente com recurso a análises de SST em contínuo, uma vez que o controlo manual baseado em análises laboratoriais pode resultar em valores médios de idade de lamas relativamente constantes mas com picos pontuais em que os valores de idade de lamas bastante elevados e que podem comprometer o sucesso desta medida.

Como os valores de idade de lamas requeridos para remover com sucesso nocardioformes de lamas activadas são bastante baixos, esta solução pode acarretar efeitos negativos quer ao nível da eficiência de tratamento quer ao nível do metabolismo da lama activada (Wanner, 1994).

Os valores de idade de lamas requeridos para efectuar o washout de nocardioformes é consideravelmente mais baixo que o mínimo requerido para se conseguir efectuar nitrificação (mesmo a temperaturas elevadas) e para se manter um processo de remoção biológica de fósforo estável, pois numa lama activada com valores tão reduzidos de idade de lamas dominam os microrganismos organotróficos de crescimento rápido. O crescimento disperso de bactérias organotróficas também pode surgir em casos em que a idade de lamas é extremamente reduzida (Wanner, 1994).

Jenkins et. al. (2004) sugerem que também nos casos em o problema de foaming tem a sua origem num excesso de *Microthrix parvicella* o problema pode ser controlado pela manipulação da idade de lamas, nomeadamente reduzindo a idade de lamas o máximo possível sem que a eficiência de tratamento seja comprometida. No entanto de acordo com o Quadro 7-2, o valor de idade de lamas requerido para conseguir controlar a *Microthrix parvicella* não é tão reduzido quanto o requerido para o caso dos nocardioformes, pelo que poderá ser mais fácil de efectuar que no caso deste últimos. Aliás uma indicação deste facto é dada por Xie et. al. (2007), que conseguiram controlar o foaming biológico causado por *Microthrix parvicella* na estação de tratamento de águas residuais de Tangshan Norte, China, através da redução da idade de lamas de 15 para 7 dias, refira-se que aquando desta intervenção as temperaturas do licor misto situavam-se em torno dos 15°C.

Uma outra implicação para além dos já mencionados problemas ao nível da remoção biológica de nutrientes e da possibilidade de ocorrer crescimento disperso, é o de que operar um sistema de lamas activadas a uma idade de lamas bastante reduzida é de que este facto implica um considerável aumento da quantidade de lama em excesso e para a qual a linha de sólidos poderá não estar preparada. Assim Wanner (1994) recomenda que antes de se partir

para a manipulação da idade de lamas, se determine o valor de idade de lamas que se pretende e se avalie a capacidade da instalação operar a este valor sem que surjam problemas.

9.3 Utilização de oxidantes

Devido ao seu preço competitivo, o cloro é o oxidante mais amplamente utilizado para o controlo de foaming biológico (Wanner, 1994).

No entanto a cloração da lama recirculada não é muito eficaz no controlo de nocardioformes em lamas activadas, porque os filamentos de nocardioformes estão sua maioria contidos no interior dos flocos de lama activada. Desta forma os filamentos, de nocardioformes, encontram-se inacessíveis ao cloro, a não ser que seja aplicada uma dose suficientemente elevada para penetrar no interior dos flocos, doses essas, que não são recomendadas porque degradam a qualidade do efluente e diminuem a capacidade de tratamento (Jenkins et. al., 2004).

Uma forma muito mais eficaz de utilizar cloro no controlo de foaming biológico causado por nocardioformes é aplicando uma solução de cloro através de um spray fino, directamente sobre a superfície do tanque de arejamento (Jenkins et. al., 2004).

Jenkins et. al. (2004) referem que esta estratégia tem obtido sucesso no controlo de foaming biológico em diversas instalações nos Estados Unidos, com a utilização de doses de 0,5 a 1 g Cl_2/l de acordo com o caudal de água residual, e que esta solução não tem comprometido de forma alguma a performance de sistemas de remoção biológica de nutrientes.

No caso das espumas causadas por *Microthrix parvicella*, existe uma crença geral de que este microrganismo é mais tolerante aos efeitos tóxicos do cloro que outros filamentosos, pelo que doses de cloro 10 a 100 vezes superiores deverão ser necessárias. Contudo a experiencia de algumas instalações do Reino Unido mostra que é possível controlar as espumas de *Microthrix parvicella* com doses de 3 g $\text{Cl}_2/\text{kg MLSS}$ (Wanner J. , 1994).

No entanto Xie et. al. (2007) utilizaram doses de cloro de 10 g $\text{Cl}_2/\text{kg MLSS}$ para controlar o foaming biológico causado por *Microthrix parvicella* na estação de tratamento de águas residuais de Tangshan Norte, China, ou seja doses de facto superiores às utilizadas para o caso dos nocardioformes referidas por Jenkins et. al. (2004).

De forma similar ao controlo de bulking filamentoso através de cloração, o controlo de foaming biológico por este mesmo método deve ser acompanhado por observações microscópicas regulares de forma a evitar a aplicação de doses letais (Wanner, 1994).

9.4 Adição de coagulantes

Wanner (1994) faz referência ao trabalho de Dechene e Pujol em que conseguiram controlar foaming biológico através da adição de coagulantes minerais, mais concretamente cloreto férrico (FeCl_3) e sais de alumínio. No caso concreto da adição de FeCl_3 uma redução significativa de espumas foi verificada depois de duas semanas de adição, com uma dose de 4 g FeCl_3 /kg MLSS dia. Como a adição de coagulantes não resultou na eliminação dos filamentos, mas sim na incorporação dos mesmos nos flocos, quando a dosagem de coagulantes as espumas biológicas voltaram a reaparecer em duas semanas.

Jenkins et. al. (2004), por sua vez, fazem referência aos estudos desenvolvidos por Roels na Holanda, em que o controlo de foaming biológico causado por *Microthrix parvicella* foi consigo através da adição de policloreto de alumínio (PAX-14) no tanque de arejamento. A dose de PAX utilizada foi de cerca de 0,5 mg Al/l de água residual, e o controlo do foaming biológico foi atingido entre a 1ª e a 2ª semana de doseamento de PAX-14.

Shao et. al. (1997) conseguiram controlar o foaming biológico causado por nocardioformes na instalação de lamas activadas de Terminal Island, situada na região de Los Angeles, Califórnia, através da adição de polímero catiónico no canal de licor misto da instalação. O polímero utilizado por estes autores foi o Clarifloc LA-2691 e a dose foi de 0,5 mg polímero/l com base no caudal de água residual, tendo o controlo sido atingido passados 3 dias de doseamento. Shao et. al. verificaram que a adição de polímero produzia mais efeito na redução da cobertura de espuma do tanque de arejamento que na redução do numero de filamentos no licor misto.

Apesar de não terem investigado os mecanismos através dos quais o polímero catiónico fez decrescer as espumas de nocardioformes, Shao et. al. (1997) avançaram com uma hipótese. Essa hipótese foi de que o polímero pode ter interagido (neutralizado, precipitado) com as espumas tensoactivas e aniónicas e/ou coagulando e consequentemente ter permitido a incorporação dos filamentos dispersos de nocardioformes no flocos de lama activa, possibilitando que os mesmo fossem removidos juntamente com a lama em excesso.

Em resumo, a adição de coagulantes resulta na incorporação dos filamentos hidrofóbicos dispersos nos flocos de lamas activada, possibilitando que estes sejam removidos juntamente

com a lama em excesso e desta forma controlar o seu tempo de permanência no sistema, contudo e apesar e apenas Wanner (1994) abordar este assunto, é legítimo deduzir que este método apenas tem resultados se adição de coagulantes for feita em contínuo.

9.5 Aplicação de agentes anti-espumas

A aplicação de agentes anti-espumas é um método relativamente dispendioso e algo incerto, pois as espumas biológicas são bastante mais estáveis que aquelas contra as quais os agentes anti-espumas comerciais foram desenvolvidos (Wanner, 1994).

De acordo com Khane e Forster (1990), apesar da adição de agentes anti-espumas conseguir reduzir a espessura das espumas produzidas e a estabilidade das mesmas, o uso deste tipo de produtos pode suspender a transferência de oxigénio em tanques de arejamento e como tal deve ser considerada uma técnica de último recurso. Acrescentando a este facto, acrescenta-se ainda que Wanner (1994) afirma que quando se estabelece uma espuma biológica espessa e viscosa, os agentes anti-espumas comerciais deixam de ter capacidade de fazer colapsar a mesma.

9.6 Remoção física das espumas biológicas

9.6.1 Utilização de raspadores de superfície

Quando a espuma se estabelece à superfície da água, principalmente em decantadores secundários, essa camada de espumas deve ser removida. A remoção mecânica das espumas impede que os microrganismos formadores de foaming obtenham vantagem dos elevados tempos de retenção das espumas no sistema. Desta forma, as mais recentes recomendações para o design de decantadores secundários são de, que quer sejam circulares quer sejam rectangulares, estes devem ter raspadores de superfície que actuem ao longo de toda a superfície e permitam a remoção da camada de sobrenadantes que se forme. Também é recomendado que em todos os pontos do sistema em que existam deflectores ou obstáculos à passagem das espumas, seja colocado um equipamento que possibilite a sua remoção de modo a evitar a acumulação das mesmas (Wanner, 1994).

As espumas removidas não devem recirculadas pela instalação para prevenir estar continuamente a inocular a lama activada com formadores de foaming (Wanner, 1994).

Wanner (1994) recomenda que as espumas removidas devem ser processadas separadamente da lama em excesso retirada do sistema, principalmente no caso de as lamas em excesso

serem estabilizadas em digestores anaeróbios, devido à probabilidade da ocorrência de problemas ao nível do tratamento de lamas, nomeadamente o surgimento de foaming nos digestores anaeróbios. No entanto Jenkins et. al. (2004) fazem recomendações contrárias, uma vez que recomendam que as espumas removidas devem ser combinadas com as lamas em excesso e depois sim serem processadas, advertindo apenas que os sólidos contidos nas espumas devem ser contabilizados nos cálculos dos sólidos em excesso.

Uma recomendação que é partilhada por Wanner (1994) e por Jenkins et. al. (2004) é de que as características específicas das espumas biológicas, como a sua viscosidade e o facto de conterem bolhas de ar enclausuradas, devem ser consideradas no design de órgão e equipamentos para lidar com as mesmas, tais como tubagens e bombas.

9.6.2 Flotação selectiva

A flotação selectiva baseia-se na tendência natural que lamas activadas com um levado número de microrganismos filamentosos formadores e foaming têm para flutuar em vez de sedimentarem (Wanner, 1994).

Pretorius e Laubscher (1987) verificaram que era possível controlar o foaming biológico causado por nocardioformes e *M. parvicella* através da introdução de uma célula de flotação entre o tanque de arejamento e o decantador secundário, utilizando uma taxa de arejamento na célula de aproximadamente $5 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ h}$.

Richards et. al. (1990) aplicaram com sucesso a flotação selectiva na estação de tratamento de águas residuais de Utoy Creek em Atlanta (Estados Unidos) para controlar problemas de foaming causados por nocardioformes, efectuado a flotação na câmara de rearejamento da lama recirculada. E para garantir que a taxa de remoção de espumas fosse superior ao tempo de regeneração dos nocardioformes foi utilizada uma taxa de remoção de escumas elevada que também funcionou como única forma de extracção de lamas em excesso. A concentração de sólidos das escumas removidas era de cerca de 2-3% e apesar de ser este material a única lama purgada do sistema, os autores não experimentaram problemas ao nível do tratamento de sólidos, na qual a desidratação foi efectuada por centrífugas. Este método permitiu elevar a idade de lamas da instalação de modo a conseguir nitrificar, tendo os autores verificado que a formação de espumas terminou quando a idade de lamas do sistema superou os 20 dias, deixando de ser necessário efectuar a remoção de espumas a partir desse momento. Jenkins et. al. (2004) sugerem que esta cessação da formação de espumas estaria relacionada com o

facto de esta instalação receber descargas industriais contendo compostos tensoactivos dificilmente biodegradáveis que apenas eram degradados a idades de lamas superiores a 20 dias e que a partir do momento que estes começaram a ser degradados, os nocardioformes deixaram de ser favorecidos e a sua população entrou em declínio.

9.6.3 Sprays de água

As espumas biológicas podem ser desestabilizadas através de uma diluição substancial. A diluição rompe as barreiras de organismos filamentosos em filmes líquidos que rodeiam as bolas de gás, fazendo as bolhas colapsar mais rapidamente. Contudo a quantidade de água a aplicar sobre a superfície das espumas biológicas é muito superior à utilizada em sprays de água convencionais usados para o controlo de espumas de detergentes. A intensidade do spray deve ser ajustada de forma empírica a cada instalação em particular (Wanner, 1994).

A instalação de sprays de água nos distribuidores de caudal e nas pontes raspadoras dos decantadores secundários, revelaram ser um método eficiente para reduzir a biomassa perdida no efluente secundário em várias instalações de tratamento de águas residuais em Wessex, Reino Unido (Wanner, 1994 citando Foot, 1992).

No entanto o que os sprays de água fazem é colapsar os filamentos presentes nas espumas, retornando os mesmos para o licor misto ou para lama recirculada, ou seja, na verdade este método ajuda os filamentos a permanecerem no sistema, potenciando o surgimento de mais espumas, pelo que deve ser visto apenas como uma medida de emergência para quando se verificar uma perda massiva de biomassa nos decantadores secundários que exija uma actuação rápida (Wanner, 1994).

10 A ETAR de Frielas

10.1 Caracterização geral da ETAR de Frielas

A ETAR de Frielas situa-se na freguesia de Frielas, concelho de Loures, e recebe águas residuais de origem doméstica e industrial provenientes dos conselhos da Amadora, Lisboa, Loures, Mafra, Odivelas, Vila Franca de Xira e Mafra. Esta ETAR foi dimensionada para 700 000 habitantes equivalentes em termos de caudal e 350 000 habitantes equivalentes em termos de carga de CBO₅, considerando o ano horizonte de projecto (HP) de 2001, estando previstas duas etapas de ampliação para os anos de 2011 e 2021. Os dados de base considerados no projecto da ETAR de Frielas são apresentados no Quadro 10-1

A entrada em funcionamento da ETAR deu-se no ano de 1999, tendo a sua exploração ficado a cabo dos serviços municipalizados de Loures até Maio de 2002, altura a partir da qual a exploração foi concessionada à SimTejo, situação que se mantém até aos dias de hoje.

Quadro 10-1 Dados de base considerados no projecto da ETAR de Frielas (SimTejo, 2006).

Parâmetros		Unidade	Ano 2001	Ano 2011	Ano 2021
Habitantes-Eq. em função do caudal		U	350 000	470 000	583 000
Habitantes-Eq. em função da carga de CBO ₅		U	700 000	900 000	1 050 000
Caudal médio diário	tempo seco	m ³ /d	69 984	93 312	116 640
	tempo pluvioso	m ³ /d	85 536	114 048	142 560
Caudal médio horário	tempo seco	m ³ /h	2 916	3 888	4 860
		m ³ /s	0,81	1,08	1,35
CBO ₅ nominal diário	tempo pluvioso	m ³ /h	3 564	4 752	5 940
		m ³ /s	0,99	1,32	1,65
	tempo seco	kg/d	38 351	48 895	56 687
		mg/l	548	524	486
CQO nominal diário	tempo pluvioso	kg/d	37 807	48 128	55 598
		mg/l	442	422	390
	tempo seco	kg/d	103 926	132 036	152 099
		mg/l	1 485	1 415	1 304
SST nominal diário	tempo pluvioso	kg/d	102 387	129 901	148 975
		mg/l	1 197	1 139	1 045
	tempo seco	kg/d	60 116	77 636	92 379
		mg/l	859	832	792
	tempo pluvioso	kg/d	59 191	76 412	90 526
		mg/l	692	670	635

10.2 Linha de tratamento da ETAR de Frielas

A linha de tratamento da ETAR de Frielas será apresentada de forma sintetizada, no entanto a etapa de tratamento secundário será descrita de uma forma mais pormenorizada na secção 10.2.1 uma vez que é sobre ela que incide este trabalho.

Assim, e de uma forma sintetizada, a linha de tratamento da ETAR de Frielas consiste o seguinte:

i. Pré-tratamento

- Elevação inicial por parafusos de Arquimedes em dois estágios;
- Gradagem mecânica média;
- Gradagem mecânica fina;
- Medição de caudal em canal Parshall;
- Desarenamento / Desengorduramento.

ii. Tratamento primário

- Tratamento físico-químico acoplado a decantação primária acelerada (tipo lamelar);
- Extracção das lamas primárias (e químicas).

iii. Tratamento secundário

- Elevação intermédia por parafusos de Arquimedes;
- Equalização / Homogeneização;
- Lamas activadas tipo média carga:
 - Arejamento por ar difuso de bolha fina;
 - Decantação secundária;
 - Recirculação de lamas biológicas;
 - Extracção de lamas biológicas em excesso.

iv. Tratamento de Afinação

- Elevação para a biofiltração por bombas de tipo centrífuga instaladas em tubo;
- Biofiltração em filtros biológicos Biostyr™;
- Medição de caudal das águas tratadas;

- Desinfecção por ultravioletas.

v. Tratamento da fase sólida

- Espessamento gravítico das lamas primárias (e químicas);
- Espessamento por flotação das lamas biológicas em excesso;
- Mistura das lamas flotadas e espessadas;
- Condicionamento das lamas mistas por adição de cal hidratada (opcional);
- Estabilização das lamas mistas por digestão anaeróbia mesofílica;
- Desidratação mecânica por centrífugas.
- Armazenamento de lamas desidratadas em silos

10.2.1 Descrição da etapa de tratamento secundário da ETAR de Frielas

Antes de atingir o tratamento secundário propriamente dito (arejamento e decantação secundária) o efluente primário passa pelo tanque de equalização/homogeneização.

O tanque de equalização/homogeneização possui um volume total de 16 465 m³, repartidos por três células de igual volume (≈5490 m³), a comunicação entre essas três células faz-se por intermédio de descarregadores superficiais e por válvulas morais motorizadas situadas junto à soleira de cada célula. Cada uma das células possui agitadores mecânicos e hidroinjectores de forma a assegurar uma correcta homogeneização do conteúdo do tanque e o arejamento do mesmo para controlar a emissão de maus cheiros. As dimensões do tanque de equalização/homogeneização são apresentadas no Quadro 10-2.

As principais funções do tanque de equalização/homogeneização são a regularização das cargas afluentes ao tratamento biológico e controlar o caudal afluente ao mesmo.

Quadro 10-2 Dimensões do tanque de equalização/homogeneização da ETAR de Frielas (SimTejo, 2006).

	Unidade	Valor
Comprimento	m	55,00
Largura	m	21,95
Profundidade máxima líquido na célula 1	m	4,58
Profundidade máxima líquido na célula 2	m	4,55
Profundidade máxima líquido na célula 3	m	4,51
Profundidade mínima líquido	m	0,00
Volume conjunto dos 3 tanques	m ³	16465
Largura dos descarregadores	m	25,00
Altura máxima lâmina líquida na descarga	m	0,10

O efluente equalizado/homogeneizado é depois encaminhado para o tratamento secundário propriamente dito que consiste num sistema de lamas activadas em regime de média carga.

Para efectuar o tratamento biológico a ETAR de Frielas dispõe de 6 tanques de arejamento em serie, com um volume unitário de 4000 m³, sendo cada tanque de arejamento servido por um par de decantadores secundários (12 no total) com um volume unitário de 1686 m³. As dimensões detalhadas dos tanques de arejamento e dos decantadores secundários são apresentadas no Quadro 10-3.

Quadro 10-3 Dimensões dos tanques de arejamento e decantadores secundários da ETAR de Frielas (adaptado de SimTejo, 2006).

	Unidade	Valor
Tanques de arejamento		
Número de tanques de arejamento	U	6
Altura máxima de líquido	m	6,2
Comprimento interior do tanque	m	25,4
Largura interior do tanque	m	25,4
Área unitária	m ²	659
Volume unitário de arejamento	m ³	4000
Altura total dos tanques	m	6,8
Decantadores secundários		
Número de decantadores secundários	U	12
Comprimento total interior	m	60,2
Comprimento útil interior	m	59,0
Largura interior	m	7,0
Área total	m ²	421,4
Área útil	m ²	407
Altura periférica de água	m ²	4,0
Volume unitário	m ³	1686
Largura interior dos descarregadores	m	0,4
Número de descarregadores por decantador	U	6

Os tanques de arejamento têm um regime de fluxo pistão, assente em dois compartimentos de 2000 m³ cada, estando os compartimentos separados por uma parede que suporta o canal de alimentação central, parede essa que não divide a totalidade do comprimento dos tanques, existindo uma zona de passagem na extremidade oposta zona de alimentação. Os tanques de arejamento comportam a possibilidade de passagem a um sistema de alimentação escalonada através de um sistema de válvulas e comportas no canal de alimentação. O arejamento nos tanques é efectuado por um sistema de difusores de disco com membrana para bolhas finas de ar, sendo a produção de ar assegurada por grupos compressores. O sistema de arejamento existente é independente para cada compartimento dos tanques de arejamento, pelo que os dois compartimentos do mesmo tanque de arejamento podem funcionar com concentrações diferentes de OD.

Cada tanque de arejamento possui uma câmara de desgasificação, através da qual é descarregado o licor misto. Nesta câmara não existe arejamento para permitir a desgasificação do licor misto antes de este ser encaminhado para os decantadores secundários. A Figura 10-1 mostra a vista de um dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas.



Figura 10-1 Vista de um dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas (SimTejo, 2006).

O licor misto proveniente dos tanques de arejamento é encaminhado para a decantação secundária, que é constituída por 12 decantadores rectangulares associados em pares a cada tanque de arejamento. Cada tanque de arejamento apenas pode enviar licor misto para o par de decantadores que lhe corresponde e estes apenas podem retornar lamas para o seu respectivo tanque de arejamento. A remoção das lamas sedimentadas e dos flutuantes é feita através de pontes raspadoras, existindo uma ponte raspadora por cada par de decantadores.

Na Figura 10-2 é possível ver um dos pares de decantadores secundários da ETAR de Frielas e na Figura 10-3 pode ver-se o pormenor de um dos decantadores vazio.

Após a decantação, o clarificado é enviado para o tratamento de afinação por biofiltração, enquanto as lamas são removidas para os poços de lamas, de onde são retornadas para os tanques de arejamento (lama recirculada) ou extraídas para o espessamento por flotação (lamas em excesso). Os flutuantes removidos nos decantadores secundários são encaminhados para a elevação inicial.

Convém referir que actualmente apenas se encontram operacionais 5 dos 6 tanques de arejamento existentes na ETAR de Frielas e consequentemente o número de decantadores secundários disponíveis é de 10. Os motivos para a inoperacionalidade de um dos tanques de arejamento e do respectivo par de decantadores secundários é a ocupação de parte do tanque de arejamento nº6 por um reactor piloto da tecnologia Nereda™. A tecnologia Nereda™ é uma tecnologia patenteada pela empresa DHV e que consiste no tratamento de águas residuais por biomassa granular aeróbia, em vez da tradicional biomassa floculenta típica das lamas activadas.

Os valores considerados no projecto da ETAR de Frielas para os parâmetros de funcionamento do tratamento secundário são apresentados no Quadro 10-4 e no Quadro 10-5 são apresentados os objectivos de qualidade do efluente secundário considerados no projecto da ETAR de Frielas.

Quadro 10-4 Parâmetros de funcionamento do tratamento secundário considerados no projecto da ETAR de Frielas (adaptado de SimTejo 2006).

Parâmetro	Unidade	Tempo seco	Tempo chuvioso
Lamas activadas			
Caudal médio diário afluente	m ³ /d	88417	103990
Caudal regularizado máximo afluente	m ³ /h	4650	4650
Carga de CBO ₅ afluente	kg/d	30562	30184
Volume global de lamas activadas	m ³	24000	24000
Concentração de SST	g/l	4,0	4,0
F/M	kg CBO ₅ / kg MLSS d	0,32	0,31
Carga volumica	kg CBO ₅ /m ³ d	1,27	1,26
Tempo de retenção hidráulico médio	h	6,51	5,54
Tempo de retenção hidráulico mínimo	h	5,16	5,16
Decantação secundária			
Área global de dec. sec.	m ²	4884	4884
Volume global de dec. sec.	m ³	20232	20232
Carga hidráulica média	m ³ /m ² h	0,75	0,89
Carga hidráulica máxima	m ³ /m ² h	0,95	0,95
Carga de sólidos média	kg/m ² h	6,0	7,1
Carga de sólidos máxima	kg/m ² h	7,6	7,6
Tempo de retenção hidráulico médio	h	5,49	4,67
Tempo de retenção hidráulico mínimo	h	4,35	4,35

Quadro 10-5 Objectivos de qualidade do efluente secundário considerados no projecto da ETAR de Frielas (adaptado de SimTejo, 2006).

Parâmetro	Unidade	Valor
Remoção de CBO ₅	%	90
CBO ₅ no efluente secundário	mg/l	40
SST no efluente secundário	mg/l	40



Figura 10-2 Vista geral de um par de decantadores secundários da ETAR de Frielas (SimTejo, 2006).



Figura 10-3 Pormenor de um decantador secundário da ETAR de Frielas vazio (SimTejo, 2006).

10.3 Análise ao funcionamento do tratamento secundário

A análise ao funcionamento do tratamento secundário propriamente dito, incidiu sobre um período de 16 meses, compreendido entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009, e centrou-se essencialmente nas etapas de arejamento e decantação secundária. Contudo foram efectuadas algumas considerações sobre o funcionamento da etapa de homogeneização/equalização.

Foram considerados como referências para esta análise os valores assumidos no projecto da ETAR de Frielas para os parâmetros de funcionamento do tratamento secundário apresentados no Quadro 10-4, os objectivos de qualidade do efluente secundário que constam no projecto da ETAR de Frielas (ver Quadro 10-5) e os valores de referência para parâmetros de funcionamento de sistemas de lamas activadas em regime de média carga sem remoção biológica de nutrientes apresentados no Quadro 10-6.

Quadro 10-6 Valores de referência para alguns parâmetros de funcionamento de sistemas de lamas activadas em regime de média carga em contínuo sem remoção biológica de nutrientes.

Parâmetro	Unidade	Valor
Lamas activadas média carga		
F/M	kg CBO ₅ / kg MLSS d	0,15 - 0,5
Carga volúmica	kg CBO ₅ /m ³ d	0,5 - 1
Concentração de SST	g/l	2 - 4
Idade de lamas	d	4 - 8
Tempo de retenção hidráulico no tanque de arejamento	h	3 - 16
Decantação secundária		
Carga hidráulica	m ³ /m ² h	0,8 - 1,2
Carga de sólidos	kg/m ² h	4 - 6
Tempo de retenção hidráulico	h	1,5 - 4
Global		
Remoção de CBO ₅	%	90

10.3.1 Considerações sobre o funcionamento do tanque de homogeneização

Como foi anteriormente referido a finalidade do tanque de homogeneização é a regularização das cargas afluentes ao tratamento biológico e o controlo do caudal afluente ao mesmo.

Acerca da primeira finalidade há a referir que desde a entrada em funcionamento da instalação e até meados do 2º semestre de 2008, as águas de lavagem da biofiltração, as escorrencias da digestão anaeróbia e o centrado das centrífugas eram enviados directamente para a primeira célula do tanque de homogeneização, num ponto bastante próximo da tomada das três condutas de alimentação do tratamento biológico. Este facto comprometia a regularização das cargas afluentes pois a proximidade entre o ponto de entrada destes retornos e o ponto de saída do efluente homogeneizado tornava possível a existência de curto circuitos, principalmente em situações de nível baixo no tanque, o que potenciava a existência de picos de carga afluentes ao tratamento biológico. Uma outra consequência da entrada directa das escorrencias no tanque de homogeneização, era que a biomassa contida nas águas de lavagem dos biofiltros tinha acesso privilegiado aos substratos facilmente assimiláveis,

principalmente no caso de os hidroinjectores garantirem um fornecimento de oxigénio suficiente para manter condições de aeróbiose no tanque homogeneização, existindo também a possibilidade de que a inoculação desta biomassa nas lamas activadas dos tanques de arejamento afecta-se as características das lamas activadas. A partir do 2º semestre de 2008 quer as escorrencias da digestão anaeróbia quer as águas de lavagem dos biofiltros passaram a ser encaminhadas para a caixa de saída do desarenamento, para que grande parte dos sólidos contidos nas mesmas fiquem retidos na decantação primária.

Em relação ao controlo do caudal afluente ao tratamento biológico, o sistema concebido aquando da construção da ETAR, contemplava a existência de uma válvula de borboleta motorizada por cada uma das três linhas de tratamento biológico, válvulas essas que seriam comandadas por um autómato através de um controlador PID, em função da informação dada pelos medidores de caudal da linha respectiva a cada válvula e pelo setpoint estabelecido para cada linha. No entanto este sistema nunca funcionou desde que a instalação entrou em funcionamento devido a problemas de equipamentos, e o controlo de caudal tem sido efectuado através de 3 válvulas manuais situadas a montante das válvulas motorizadas. Este controlo manual é relativamente limitado, pois como o nível no tanque de homogeneização não é constante, o mesmo grau de abertura das válvulas irá corresponder a dois valores distintos de caudal para dois valores distintos de altura de água no tanque de equalização, daí a importância de um sistema automático de controlo de caudal. Está prevista a resolução desta situação a curto prazo, através da substituição dos servomotores das válvulas motorizadas e da colocação de um novo autómato, o que irá permitir que estas válvulas façam a modelação do caudal em função de um setpoint estabelecido pelo operador.

10.3.2 Afluência ao tratamento biológico

Os dados relativos à afluência ao tratamento biológico foram obtidos através dos relatórios mensais e boletins mensais fornecidos pela SimTejo, e são apresentados no Quadro 10-7.

Quadro 10-7 Afluência ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Mês	Caudal (m ³ /d)	CQO (mg O ₂ /l)	CBO ₅ (mg O ₂ /l)	SST (mg/l)
Jan-08	49145	348	139	188
Fev-08	50461	363	143	199
Mar-08	52956	374	127	174
Abr-08	49580	413	138	218
Mai-08	48655	366	127	131
Jun-08	42718	392	173	144
Jul-08	44059	462	173	171
Ago-08	38735	450	157	226
Set-08	45834	453	152	158
Out-08	44073	501	198	181
Nov-08	44482	485	205	179
Dez-08	50543	416	168	164
Jan-09	60125	295	124	131
Fev-09	57947	294	117	130
Mar-09	50469	468	198	157
Abr-09	53191	370	168	94

Para facilitar a interpretação dos dados apresentados no Quadro 10-7, os dados relativos ao caudal médio diário afluente ao tratamento biológico são apresentados na Figura 10-4 e os dados de concentrações de CQO, CBO e SST são apresentados na Figura 10-5.

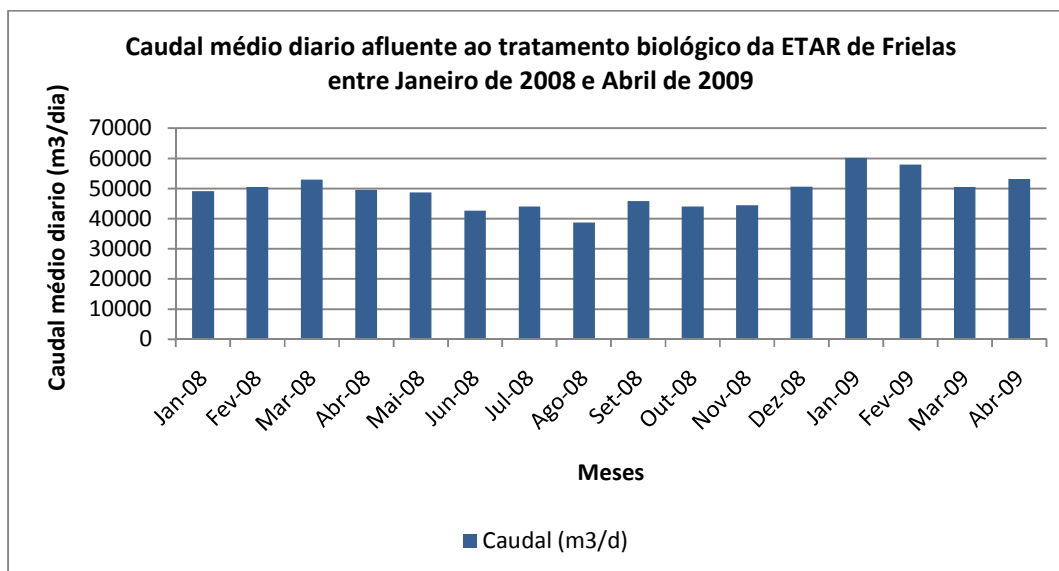


Figura 10-4 Caudal médio diário afluente ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Analizando os dados apresentados no Quadro 10-7 e na Figura 10-4 referentes ao caudal médio diário afluente ao tratamento biológico da ETAR de Frielas durante os 16 meses

considerados, verifica-se que a maior afluência ocorreu no mês de Janeiro de 2009 com um caudal de 60125 m³/d e o mês com menor afluência foi Agosto de 2008 com um caudal de 38735 m³/d. O caudal médio diário da globalidade dos 16 meses foi de 48936 m³/d.

Comparando estes valores de caudal médio diário afluente ao tratamento biológico, com os valores esperados no projecto que eram de 88417 m³/ dia para tempo seco e 103990 m³/d para tempo chuvoso, verifica-se que mesmo no mês de maior afluência, (Janeiro de 2009), o caudal foi 68% do esperado no projecto para tempo seco e 58% do considerado para tempo chuvoso. Se for feita uma comparação entre o valor médio verificado ao longo dos 16 meses (48936 m³/d) e o valor de projecto para tempo seco (88417 m³/d), uma vez que em Portugal continental geralmente o período de seco é consideravelmente superior ao período chuvoso, verifica-se que o caudal médio diário registado foi de cerca de 55% do caudal de projecto.

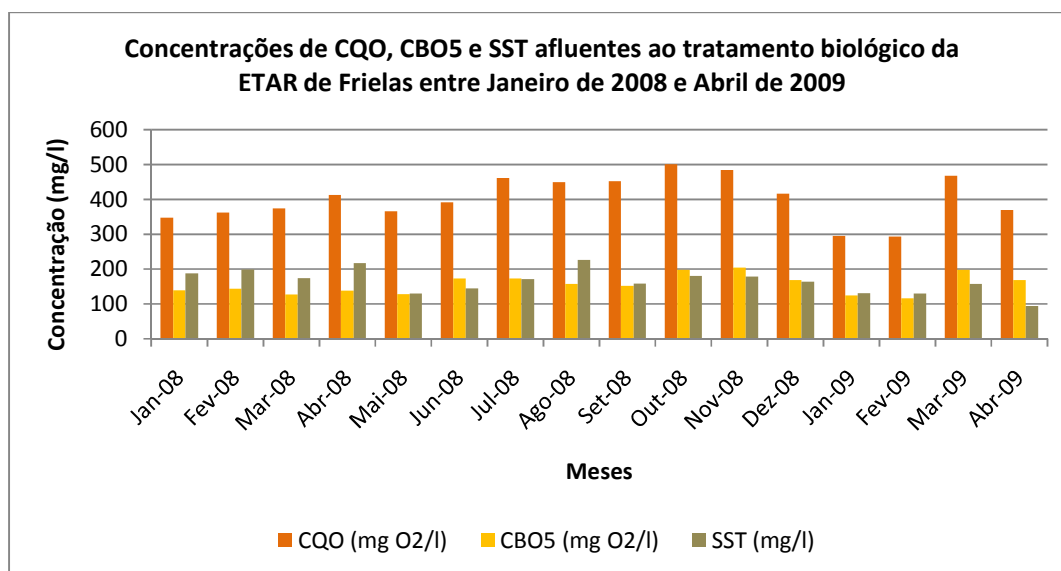


Figura 10-5 Concentrações de CQO, CBO₅ e SST afluentes ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Através dos dados apresentados no Quadro 10-7 é possível determinar as cargas CQO, CBO₅ e SST afluentes ao tratamento biológico. Estes valores são apresentados no Quadro 10-8 e na Figura 10-6.

Quadro 10-8 Cargas de CQO, CBO₅ e SST afluentes ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Mês	CQO (kg/dia)	CBO ₅ (kg/dia)	SST (kg/dia)
Jan-08	17124	6816	9218
Fev-08	18294	7216	10029
Mar-08	19799	6710	9239
Abr-08	20461	6848	10809
Mai-08	17830	6201	6350
Jun-08	16748	7403	6147
Jul-08	20369	7635	7543
Ago-08	17438	6081	8765
Set-08	20763	6957	7258
Out-08	22082	8726	7971
Nov-08	21559	9113	7949
Dez-08	21042	8508	8282
Jan-09	17761	7469	7876
Fev-09	17025	6765	7513
Mar-09	23611	9987	7917
Abr-09	19656	8954	5010

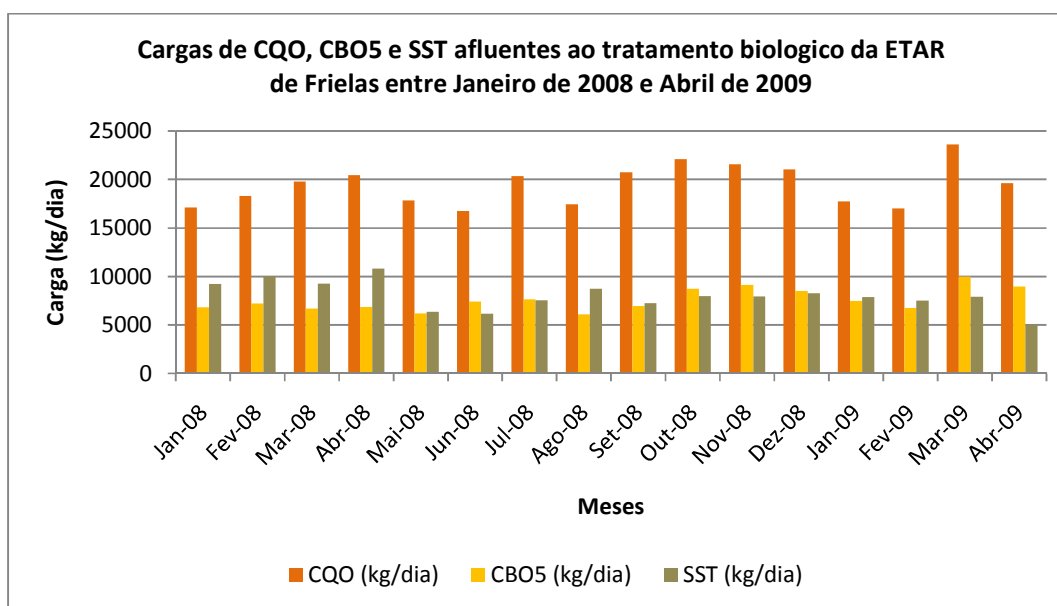


Figura 10-6 Cargas de CQO, CBO₅ e SST afluentes ao tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Analisando os valores apresentados no Quadro 10-8 e na Figura 10-6, sobre as cargas de CQO, CBO₅ e SST afluentes ao tratamento biológico da ETAR de Frielas durante os 16 meses compreendidos entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009, verifica-se que o mês com maior carga de CQO (23611kg/d) e CBO₅ (9987 kg/d) foi Março de 2009, mas o mês com maior carga de SST

foi Abril de 2008 (10809 kg/d). Relativamente aos valores mais baixos de cargas de CQO (16748 kg/d), CBO₅ (6081 kg/d) e SST (5010 kg/d), verifica-se que o valor mínimo registado para cada um destes parâmetros foi atingido em meses diferentes, com a menor carga de CQO a ser verificada em Junho de 2008, a de CBO₅ a ser registada em Agosto de 2008 e a de SST a ocorrer em Abril de 2009. No global dos 16 meses o valor médio das cargas médias diárias de CQO, CBO₅ e SST foram de 19 473 kg/d, 7587 kg/d e 7992 kg/d respectivamente.

O valor de projecto considerado para a carga diária de CBO₅ afluente ao tratamento biológico foi de 30562 kg/d, e quando comparando este valor com o máximo registado e o valor médio da globalidade dos 16 meses, verifica-se que o valor máximo (Março de 2009) foi apenas 25% do valor de projecto e o valor médio foi de 20% do valor esperado no projecto.

10.3.3 Funcionamento do tratamento biológico e da decantação secundária

10.3.3.1 Funcionamento do tratamento biológico

As condições de funcionamento do tratamento biológico da ETAR de Frielas nos 16 meses analisados são apresentadas no Quadro 10-9. E com base nestes dados é possível determinar alguns parâmetros de funcionamento do tratamento biológico, que são apresentados no Quadro 10-10.

Quadro 10-9 Condições de funcionamento do tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Mês	Qaflu. (m3/d)	CBO₅ (kg/dia)	nº tanq. arej.	Varej. (m3)	[MLSS] (g/l)	Taxa de recirculação (%)	Lama em excesso (kg/dia)
Jan-08	49145	6816	5	20000	2,9	100	6437
Fev-08	50461	7216	4	16000	3,0	100	7187
Mar-08	52956	6710	4	16000	3,4	100	9052
Abr-08	49580	6848	4	16000	3,3	100	7414
Mai-08	48655	6201	4	16000	3,2	100	5654
Jun-08	42718	7403	4	16000	3,0	100	5835
Jul-08	44059	7635	4	16000	3,7	100	6487
Ago-08	38735	6081	4	16000	5,0	100	5487
Set-08	45834	6957	4	16000	4,6	100	6254
Out-08	44073	8726	4	16000	4,0	100	6816
Nov-08	44482	9113	5	20000	3,8	100	6206
Dez-08	50543	8508	5	20000	3,0	100	5532
Jan-09	60125	7469	5	20000	2,5	100	5706
Fev-09	57947	6765	5	20000	2,9	100	4763
Mar-09	50469	9987	5	20000	3,0	100	6170
Abr-09	53191	8954	5	20000	2,8	100	7313

Através dos dados apresentados no Quadro 10-9 sé possível verificar que durante os 16 meses em análise, o numero de tanques de arejamento em funcionalmente variou entre 4 e 5, e que a concentração de lamas no sistema atingiu o seu máximo e Agosto de 2008. A taxa de recirculação praticada no sistema foi de 100%, ou seja o caudal de recirculação foi igual ao caudal afluente ao tratamento biológico.

Quadro 10-10 Parâmetros de funcionamento do tratamento biológico na ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Mês	F/M (kg CBO ₅ /kg MLSS dia)	θ _c (dias)	Carga volúmica (kg CBO ₅ / m ³ dia)	tr (horas)
Jan-08	0,12	9	0,34	9,8
Fev-08	0,15	7	0,45	7,6
Mar-08	0,12	6	0,42	7,3
Abr-08	0,13	7	0,43	7,7
Mai-08	0,12	9	0,39	7,9
Jun-08	0,16	8	0,46	9,0
Jul-08	0,13	9	0,48	8,7
Ago-08	0,08	15	0,38	9,9
Set-08	0,09	12	0,43	8,4
Out-08	0,13	9	0,55	8,7
Nov-08	0,12	12	0,46	10,8
Dez-08	0,14	11	0,43	9,5
Jan-09	0,15	9	0,37	8,0
Fev-09	0,12	12	0,34	8,3
Mar-09	0,17	10	0,50	9,5
Abr-09	0,16	8	0,45	9,0

Os dados relativos aos parâmetros de funcionamento do tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 apresentados no Quadro 10-10, serão analisados parâmetro a parâmetro de seguida:

i. F/M

Durante os 16 meses analisados, a F/M máxima registada foi de 0,17 kg CBO₅/kg MLSS dia em Março de 2009, e o valor mínimo registou-se em Agosto de 2008 com uma F/M de 0,08 kg CBO₅/kg MLSS dia. A F/M média para o período de 16 meses considerado foi de 0,13 kg CBO₅/kg MLSS dia. Comparando os valores de F/M de funcionamento do tratamento biológico da ETAR de Frielas com os valores de referência para sistemas de lamas activadas em regime de média carga (0,15 a 0,5 kg CBO₅/kg MLSS dia), verifica-se que o valor médio para a globalidade dos 16 meses situa-se abaixo da gama de referência, aliás apenas em 5 dos 16 meses em causa a F/M de operação se situou dentro da gama de referência para sistemas de média carga. Convém referir que o valor de projecto para a F/M de funcionamento do tratamento biológico é de cerca de 0,32 kg CBO₅/kg MLSS d, ou seja um valor bastante superior ao verificado entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009, aliás em nenhum dos 16 meses analisados se verificou uma F/M próxima sequer deste valor, com o valor máximo registado a ser cerca de 50% do valor de projecto.

ii. Idade de lamas

Nos 16 meses analisados, a idade de lamas variou entre um valor mínimo de 6 dias em Março de 2008 e um valor máximo de 15 dias registado em Agosto de 2008. Durante 10 dos 16 meses analisados o sistema funcionou com idades de lamas compreendidas entre os 6 e os 9 dias, valores considerados usuais para sistemas de média carga sem remoção biológica de nutrientes, como é o caso da ETAR de Frielas.

iii. Carga volúmica

No que diz respeito à carga volúmica aplicada, durante o período analisado, este parâmetro variou entre os 0,34 kg CBO₅/m³ dia (Janeiro de 2008 e Fevereiro de 2009) e os 0,55 kg CBO₅/m³ dia (Outubro de 2009). A carga volúmica aplicada média para a globalidade dos 16 meses foi de 0,43 kg CBO₅/m³ dia. Comparando estes valores com os valores de referência (0,5 a 1 kg CBO₅/m³ dia), tem-se que em 14 dos 16 meses analisados a carga volúmica aplicada no tratamento biológico da ETAR de Frielas ficou abaixo da gama dos valores de referencia, pois apenas em Outubro de 2008 e Março de 2009 e foram atingidos valores de carga volúmica $\geq 0,5$ kg CBO₅/m³ dia.

iv. Tempo de retenção hidráulico no reactor biológico

Entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 o tempo de retenção hidráulico no reactor biológico variou entre um mínimo de 7,3 horas em Março de 2008 e um máximo de 10,8 horas em Novembro de 2008. O valor médio do tempo de retenção hidráulico no reactor biológico para a globalidade dos 16 meses analisados foi de 8,8 horas. Quando comparados estes valores com os valores de referência para sistemas de lamas activadas em regime média carga (3 a 16 horas), verifica-se que o tratamento biológico da ETAR de Frielas funcionou sempre dentro dessa gama durante os 16 meses analisados.

Convém referir que entre Julho de 2008 e Outubro do mesmo ano existiram problemas ao nível da desidratação de lamas, nomeadamente ao nível das centrífugas, existindo mesmo um período em que nenhuma das três centrífugas existentes na ETAR de Frielas se encontrava funcional, o que obrigou a recorrer a equipamentos de aluguer. Estes problemas condicionaram toda a linha de tratamento da fase sólida e tiveram repercussões ao nível da concentração de MLSS no tratamento biológico e como tal influência nos parâmetros idade de lamas e F/M.

Como os parâmetros F/M e idade de lamas se encontram intrinsecamente ligados e para uma melhor compreensão visual da evolução destes parâmetros durante os 16 meses analisados, este são apresentados na Figura 10-7.

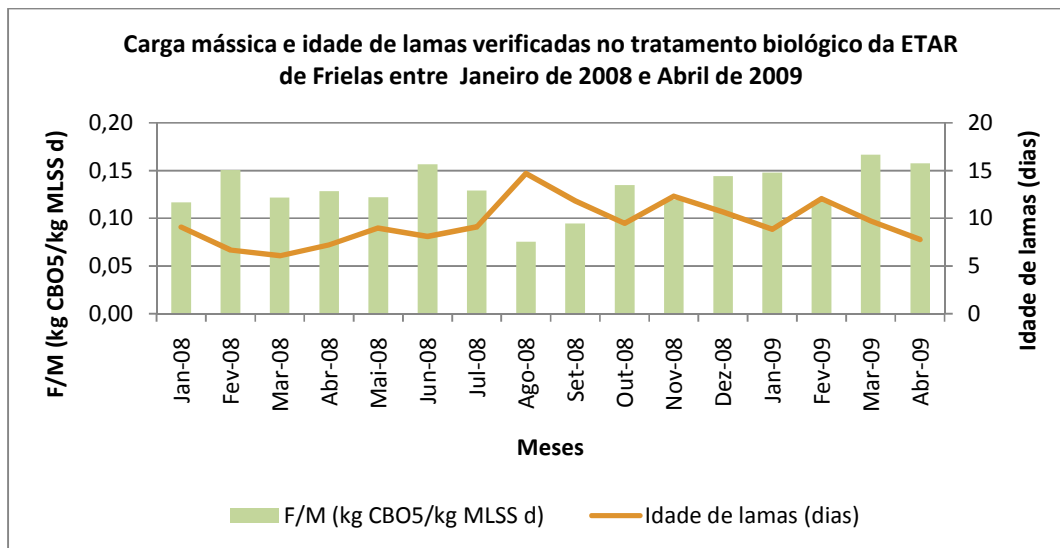


Figura 10-7 Carga mássica e idade de lamas verificadas no tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

10.3.3.2 Funcionamento da decantação secundária

As condições de funcionamento da decantação secundária da ETAR de Frielas durante os 16 meses compreendidos entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 são apresentadas no Quadro 10-11.

Quadro 10-11 Condições de funcionamento da decantação secundária da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Mês	Qaflu. (m³/h)	Taxa de rec. (%)	[MLSS] aflu. (g/l)	nº dec. sec.	A dec. Sec. (m²)	V dec. 2ª (m³)
Jan-08	49145	100	2,9	10	4130	16860
Fev-08	50461	100	3,0	8	3304	13488
Mar-08	52956	100	3,4	8	3304	13488
Abr-08	49580	100	3,3	8	3304	13488
Mai-08	48655	100	3,2	8	3304	13488
Jun-08	42718	100	3,0	8	3304	13488
Jul-08	44059	100	3,7	8	3304	13488
Ago-08	38735	100	5,0	8	3304	13488
Set-08	45834	100	4,6	8	3304	13488
Out-08	44073	100	4,0	8	3304	13488
Nov-08	44482	100	3,8	10	4130	16860
Dez-08	50543	100	3,0	10	4130	16860
Jan-09	60125	100	2,5	10	4130	16860
Fev-09	57947	100	2,9	10	4130	16860
Mar-09	50469	100	3,0	10	4130	16860
Abr-09	53191	100	2,8	10	4130	16860

Através dos dados relativos às condições de funcionamento da decantação secundária apresentados no Quadro 10-11, é possível determinar alguns parâmetros de funcionamento da decantação secundária durante os 16 meses analisados. Esses parâmetros são a carga hidráulica, a carga de sólidos e o tempo de retenção hidráulico, e são apresentados no Quadro 10-12.

Quadro 10-12 Carga hidráulica, carga de sólidos e tempo de retenção hidráulico verificados na decantação secundária da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Mês	Carga hidráulica ($\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$)	Carga de sólidos ($\text{kg}/\text{m}^2 \text{ h}$)	tr (horas)
Jan-08	0,50	2,9	8,2
Fev-08	0,64	3,8	6,4
Mar-08	0,67	4,6	6,1
Abr-08	0,63	4,2	6,5
Mai-08	0,61	3,9	6,7
Jun-08	0,54	3,2	7,6
Jul-08	0,56	4,1	7,3
Ago-08	0,49	4,9	8,4
Set-08	0,58	5,3	7,1
Out-08	0,56	4,5	7,3
Nov-08	0,45	3,4	9,1
Dez-08	0,51	3,0	8,0
Jan-09	0,61	3,1	6,7
Fev-09	0,58	3,4	7,0
Mar-09	0,51	3,0	8,0
Abr-09	0,54	3,1	7,6

Analisando os dados apresentados no Quadro 10-12, verifica-se que a carga hidráulica máxima de funcionamento da decantação secundária durante os 16 meses analisados foi de 0,67 $\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ (Março de 2008), a carga de sólidos máxima registada foi de 5,3 kg em Agosto de 2008 e o tempo de retenção variou entre as 6,1 horas e as 9,1 horas.

Comparando os valores de carga hidráulica e carga de sólidos registados com os valores máximos recomendados no design de decantadores secundários, precedidos de lamas activadas, que são de 1,2 $\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ e 6 $\text{kg}/\text{m}^2 \text{ h}$, verifica-se que no período em causa a decantação secundária da ETAR de Frielas funcionou sempre abaixo dos valores máximos de carga hidráulica e de carga de sólidos recomendados.

10.3.3.3 Funcionamento global do tratamento secundário

A caracterização do efluente secundário da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009, em termos de concentrações médias mensais de CQO, CBO₅ e SST é apresentada no Quadro 10-13.

Quadro 10-13 Caracterização do efluente secundário da ETAR de Frielas no período compreendido entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Mês	CQO (mg O ₂ /l)	CBO ₅ (mg O ₂ /l)	SST (mg/l)
Jan-08	105	84	52
Fev-08	70	60	33
Mar-08	91	66	41
Abr-08	94	50	46
Mai-08	81	44	30
Jun-08	142	79	77
Jul-08	98	52	49
Ago-08	54	29	20
Set-08	113	58	48
Out-08	81	32	36
Nov-08	109	58	49
Dez-08	58	29	23
Jan-09	62	33	32
Fev-09	47	19	18
Mar-09	62	40	24
Abr-09	97	33	35

Pela análise dos dados apresentados no Quadro 10-13, verifica-se a concentração de CQO no efluente secundário variou entre um mínimo de 47 mg O₂/l em Fevereiro de 2009 e um máximo de 142 mg O₂/l registado em Junho de 2008. Relativamente à CBO₅ o mês com maior concentração no efluente secundário foi Janeiro de 2008 com 84 mg O₂/l e o valor mínimo deste parâmetro registou-se em Fevereiro de 2009 com 19 mg O₂/l. Efectuado a mesma análise para os SSTs, constata-se que a menor concentração de SST foi registada em Fevereiro de 2009 (18 mg/l) e a mais elevada foi registada em Junho de 2008 (77 mg/l).

Levando em consideração que os objectivos estabelecidos no projecto para as concentrações de CBO₅ e SST no efluente secundário eram de que estas deviam ser inferiores a 40 mg/l, verifica-se que dos 16 meses analisados este objectivo apenas foi atingido em cerca de 38% dos meses (6 meses) no que diz respeito à CBO₅ e em 50% dos meses (8 meses) relativamente aos SSTs, no entanto deve ser salientada a tendência mostrada nos últimos 5 meses analisados, em que estes objectivos foram atingidos. Para uma melhor visualização deste facto estes resultados são apresentados na Figura 10-8.

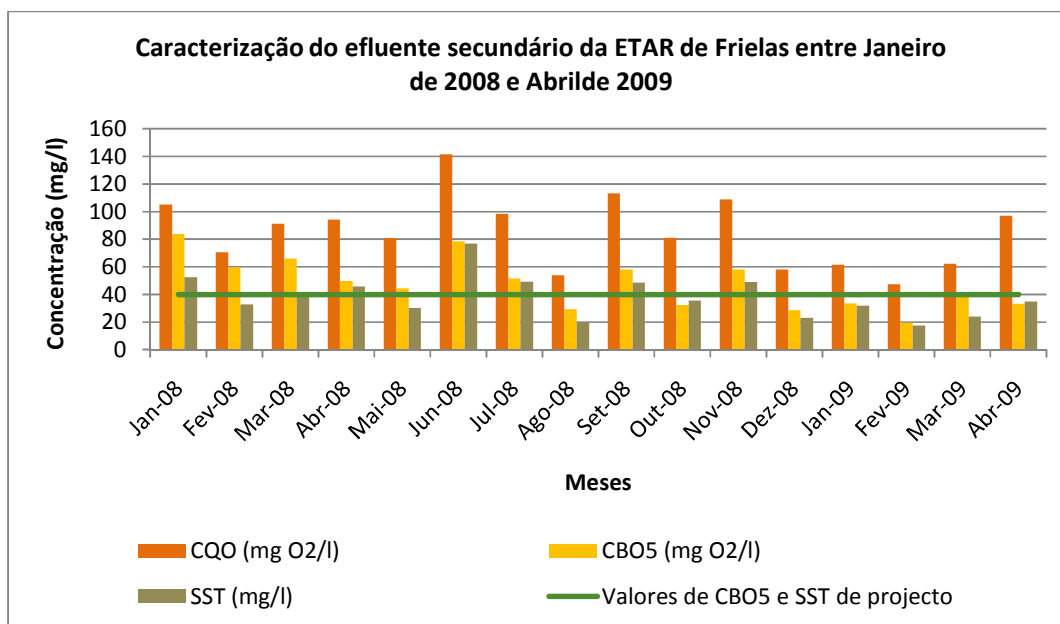


Figura 10-8 Caracterização do efluente secundário da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

As percentagens de remoção de CQO e CBO₅ registadas no tratamento secundário da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 são apresentadas no Quadro 10-14.

Quadro 10-14 Percentagens de remoção de CQO e CBO₅ verificadas no tratamento secundário da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

Mês	% de remoção de CQO	% de remoção de CBO ₅
Jan-08	70	40
Fev-08	81	58
Mar-08	76	48
Abr-08	77	64
Mai-08	78	65
Jun-08	64	55
Jul-08	79	70
Ago-08	88	81
Set-08	75	62
Out-08	84	84
Nov-08	78	72
Dez-08	86	83
Jan-09	79	73
Fev-09	84	83
Mar-09	87	80
Abr-09	74	80

Tomando em consideração o parâmetro CBO₅ e os dados apresentados no Quadro 10-14, constata-se que a taxa de remoção de CBO₅ no tratamento secundário variou entre um

mínimo de 40% registado em Janeiro de 2008 e um máximo de 84% registado em Outubro de 2008. O valor referido no projecto como sendo o objectivo de remoção de CBO_5 no tratamento secundário era de 90%, um valor consentâneo com os valores de referência para sistemas de lamas activadas em regime de média carga, no entanto observando os valores apresentados no Quadro 10-14 constata-se que este valor não foi atingido em nenhum dos 16 meses analisados.

Uma outra comparação possível de se fazer é comparar as concentrações de CQO, CBO_5 e SST registadas no efluente secundário durante os 16 meses analisados, apresentadas no Quadro 10-13, com os valores limites de descarga destes parâmetros que constam no Decreto-Lei 152/97 e que são de 125 mg O_2/l para a CQO, 25 mg O_2/l e 35 mg/l para SST. Nesta comparação percebe-se que o parâmetro CQO foi inferior a 125 mg O_2/l em 15 dos 16 meses, o parâmetro SST foi inferior a 35 mg/l em 8 dos 16 meses e o parâmetro CBO_5 apenas foi inferior a 25 mg O_2/l em 1 dos 16 meses analisados (ver Figura 10-9). Assim colocando um cenário hipotético em que em virtude de problemas ao nível da biofiltração o efluente secundário teve-se que ser o efluente final da ETAR de Frielas, e os limites de descarga impostos fossem os constantes no Decreto-Lei 152/97, apenas em que em Fevereiro de 2009 esses parâmetros teriam sido cumpridos, ou seja em cerca de 6% dos meses analisados, sendo este resultado fortemente influenciado pelos parâmetros CBO_5 e SST.

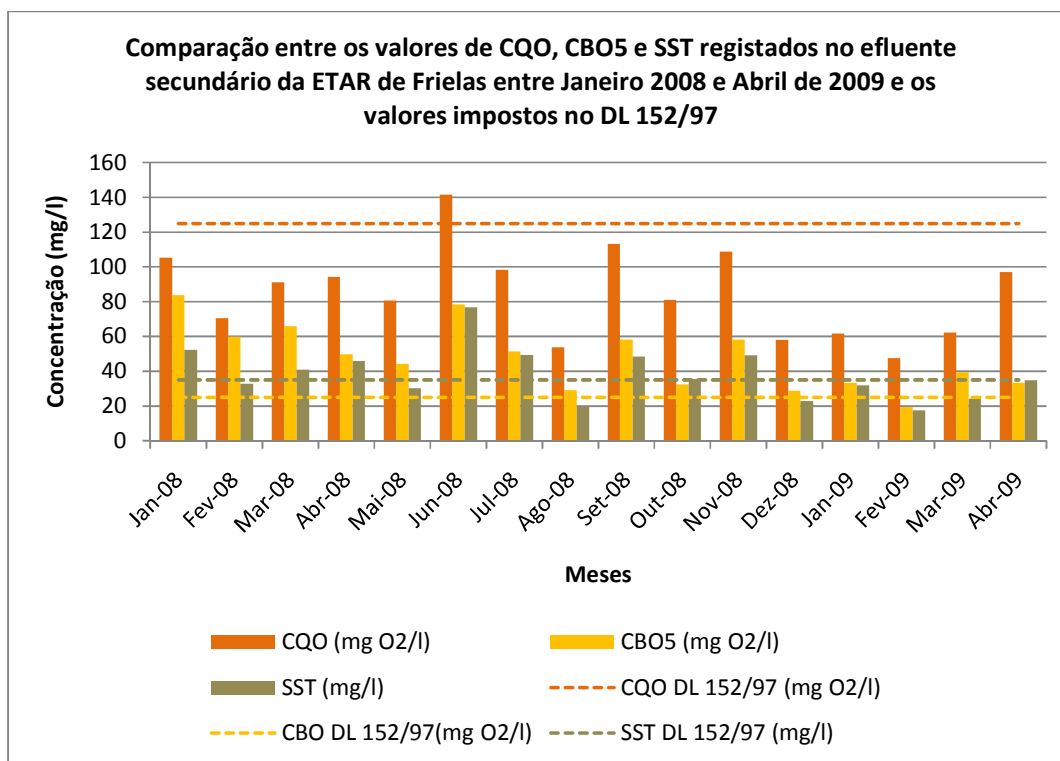


Figura 10-9 Comparação entre os valores de CQO, CBO₅ e SST registado no efluente secundário da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 e os valores impostos no DL 152/97.

10.3.4 Identificação de problemas

Analisando as condições de funcionamento e a performance do tratamento secundário da ETAR de Frielas e considerando os parâmetros de projecto, repara-se na seguinte evidencia pertinente: apesar de o tratamento secundário funcionar abaixo da capacidade nominal de projecto em termos de caudal e cargas afluentes e de a decantação secundária funcionar com cargas hidráulicas e cargas de sólidos adequadas, a verdade as concentrações de SST e CBO₅ no efluente secundário são relativamente elevadas. Aliás o facto de a taxa de remoção de CBO₅ no tratamento secundário ficar aquém do esperado apesar de o sistema funcionar com uma carga mássica inferior ao previsto em projecto é logo um primeiro indicador de problemas ao nível do funcionamento do tratamento secundário.

Considerando o que foi anteriormente enunciado exclui-se que os elevados valores de SST e consequentemente de CBO₅ registados no efluente secundário sejam originados pelo arrastamento de sólidos da decantação secundária em consequência de um mau funcionamento hidráulico da mesma. Assim percebe-se que estas elevadas concentrações de SST e CBO₅ no efluente secundário têm origem em problemas relacionados com a natureza da lama activada.

Um destes problemas é o foaming biológico causado por nocardioformes, aliás este é um problema facilmente detectável através da observação de uma camada de cor castanha e com aparência de mousse de chocolate à superfície dos tanques de arejamento. Esta situação verifica-se ao longo de todo ano, não sendo um problema sazonal. O surgimento do foaming biológico é favorecido pelas reduzidas cargas massicas verificadas ao nível do tratamento biológica e às deficientes condições de fluxo pistão dos reactores biológicos, uma vez que estes apenas possuem dois compartimentos de 2000 m³ cada e como tal não conseguem exercer um considerável gradiente de concentração de substrato. A estes factos à ainda a acrescentar que o foaming biológico é potenciado pelo mal concebido sistema de remoção de sobrenadantes da decantação secundária, uma vez que depois de removidos os sobrenadantes pelos raspadores de superfície das pontes raspadoras, estes seguem graviticamente para a cabeça da estação, o que promove uma constante inoculação de nocardioformes no sistema para além do aspecto inestético causado pelas espumas que transbordam pelas tampas das caixas de visita do colector gravítico que encaminha as espumas para a cabeça da estação. A ocorrência de foaming biológico ao nível dos digestores anaeróbios na ETAR de Frielas não é muito frequente apesar da presença de nocardioformes nas lamas activadas ao longo de todo o ano, contudo existem relatos esporádicos do transbordo de espumas biológicas pelo topo dos digestores, no entanto de forma geral a digestão anaeróbia funciona sem problemas.

Uma medida que tem sido aplicada para controlar os problemas de foaming é a aplicação de sprays de água clorada sobre as espumas biológicas na saída do licor misto dos tanques de arejamento, como descrito na secção 9.3, no entanto o desempenho desta medida é fortemente condicionado pela constante inoculação de nocardioformes no sistema. Aliás devido ao reconhecido impacte negativo exercido pela constante inoculação de nocardioformes no sistema, já se encontra em fase de construção um novo sistema de remoção de escumas. Este novo sistema consiste na criação de um poço de bombagem para cada 2 pares de decantadores secundários para receber as escumas removidas na decantação secundária, as escumas (depois de removidas pelos raspadores de superfície) são encaminhadas para os poços de bombagem através de caleiras, sendo aplicados sprays de água clorada sobre essas mesmas caleiras. Cada poço encontra-se equipado com uma bomba centrífuga e um agitador, servindo a bomba para enviar as escumas para a flotação juntamente com as lamas em excesso, sendo depois encaminhadas para a digestão anaeróbia. Um problema que pode surgir com a entrada em prática desta medida é o da ocorrência de

foaming biológico nos digestores anaeróbios pelo que a quantidade de material hidrofóbico a enviar para a digestão anaeróbia deve ser cuidadosamente controlada.

O outro problema que afecta o desempenho do tratamento secundário é a reduzida velocidade de sedimentação das lamas activadas, pois apesar de o IVL não ser determinado no programa analítico de controlo de processo da ETAR de Frielas, ensaios de sedimentabilidade efectuados diariamente pelos operadores levam a ter a percepção de que o IVL das lamas activadas da ETAR de Frielas se situa regularmente acima dos 150 ml/g. Estes ensaios contudo não permitem uma determinação precisa do IVL, pois consistem apenas em registar o volume de sólidos sedimentáveis primeiro das amostras não diluídas de licor misto dos tanques de arejamento passados 30 minutos de sedimentação e quando este volume for superior a 500ml repetem o procedimento diluindo a amostra através de uma diluição 1:1 com água da torneira, não sendo efectuada a determinação da concentração de SST das amostras. Apesar da reconhecida reduzida velocidade de sedimentação das lamas, não existem relatos da ocorrência de outros microrganismos filamentosos nas lamas activadas da ETAR de Frielas que não sejam nocardioformes, no entanto considerando a baixa F/M e o facto de o primeiro compartimento dos tanques de arejamento ser operado com baixas concentrações de OD não será de excluir a ocorrência de filamentosos promotores de bulking filamentoso.

Uma análise macroscópica às lamas activadas da ETAR de Frielas permite perceber que apesar de dominarem nesta os flocos de grande dimensão, estes o aparentam ser pouco densos e pouco robustos, sendo comum observarem-se partículas de pequena dimensão que se soltam dos flocos de maior dimensão e depois de separadas têm dificuldade em sedimentar em virtude da sua reduzida dimensão.

Em suma estes são os principais problemas que comprometem o funcionamento do tratamento secundário da ETAR de Frielas.

11 Aplicação de um selector anaeróbio como solução para melhorar o funcionamento do tratamento biológico da ETAR de Frielas

11.1 Enquadramento geral

As medidas já em funcionamento ou já previstas para entrarem brevemente em funcionamento na ETAR de Frielas, são vocacionadas para o controlo do foaming biológico causado por nocardioformes. No entanto como foi referido este é apenas um dos problemas que estão na origem do mau desempenho do tratamento secundário da ETAR de Frielas, existindo também problemas ao nível da natureza da biomassa presente nas lamas activadas que se traduz numa lama com problemas de sedimentabilidade.

É tendo em consideração estes problemas ao nível da qualidade das lamas activadas que é proposta a implantação de um selector anaeróbio na parte inicial dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas.

O principal objectivo da implantação de um selector anaeróbio na ETAR de Frielas é a melhoria das qualidades físicas e biológicas das lamas activadas, nomeadamente uma melhoria da sedimentabilidade das mesmas, traduzida em valores de IVL. Contudo é também desejável que o selector anaeróbio auxilie as soluções já existentes ou a colocar em funcionamento brevemente na ETAR de Frielas no controlo do foaming biológico causado por nocardioformes.

A opção pela implantação do selector na parte inicial dos tanques de arejamento prende-se com o facto de ser minimizado o investimento necessário, nomeadamente ao nível da construção civil, e como o sistema se encontra a trabalhar bastante abaixo da sua capacidade nominal é possível utilizar parte do volume de arejamento existente para a colocação do selector.

O facto de o selector ser implantado na estrutura já existente dos tanques de arejamento, implica a existência de algumas contingências ao nível das dimensões do selector, nomeadamente impõe um volume mínimo ao primeiro compartimento do selector que torna impraticável obter valores de F/M requeridos por um selector aeróbio. Desta forma ficou automaticamente excluída a hipótese de se optar por um selector aeróbio, restando como opções um selector anaeróbio ou anóxico, tendo a escolha recaído no anaeróbio.

A base desta escolha prendeu-se essencialmente com o facto da grande flexibilidade apresentado pelos selectores anaeróbios quando a remoção de fósforo não é prioritária, tal

como é o caso da ETAR de Frielas, (ver secção 8.1.1.3) e pela não necessidade de assegurar uma produção e fornecimento de nitratos em quantidade suficiente para as necessidades metabólicas como acontece nos selectores anóxicos.

A solução proposta consiste na instalação de um selector anaeróbio num dos tanques de arejamento e depois acompanhar o seu funcionamento por um período experimental de 12 meses. Este período de 12 meses prende-se com a necessidade de avaliar a capacidade do selector anaeróbio lidar com a variação das condições de afluência ao tratamento biológico em virtude das sazonalidades, mais concretamente em termos de carga orgânica.

Depois de avaliado o desempenho do selector anaeróbio e o seu impacto no tratamento biológico, se estas avaliações forem positivas contempla-se a aplicação desta solução a todos os tanques de arejamento. Em que os requisitos mínimos para que o desempenho do selector seja classificado como positivo deverão ser o de se obter um IVL <120 ml/g e uma concentração de CBO₅ e SST no efluente secundário de 40 mg/l.

11.2 Dimensionamento do selector anaeróbio

11.2.1 Dados de base

Para a obtenção dos dados de base considerados no dimensionamento do selector anaeróbio proposto, foram considerados os dados relativos à afluência ao tratamento biológico apresentados no Quadro 10-7 e as condições de funcionamento apresentadas no Quadro 10-9, nomeadamente:

- I. Foram admitidos como concentrações de CQO e CBO₅ afluentes ao selector os valores médios registados para estes parâmetros na afluência ao tratamento biológico no ano de 2008.
- II. Foi considerado um valor de caudal afluente ao selector de 450 m³/h, assumindo o funcionamento do sistema automático de controlo de caudal.
- III. Foi considerada uma taxa de recirculação de 100%, pois apesar de ser expectável que caso o selector seja bem sucedido na melhoria das propriedades de compactação das lamas activadas, isso leve a um aumento da concentração das lamas recirculadas e consequentemente a uma diminuição do caudal de recirculação, as condições de entrada em funcionamento do selector serão as mesmas com que actualmente funciona o tratamento biológico, ou seja uma taxa de recirculação de 100%. Além do mais a configuração rectangular dos decantadores secundários e o facto de o sistema

de recolha de lamas efectuar essa recolha a toda a longitude dos mesmos podem levar a que não se dê um aumento significativo da concentração de lamas recirculadas.

- IV. O valor de MLSS considerado foi de 3,0 g/l, um valor em linha com o valor médio de MLSS registado no tratamento biológico da ETAR de Frielas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009, retirando o período compreendido entre Julho e Outubro de 2008 no qual se fez sentir grandemente o efeito dos problemas registados ao nível da desidratação de lamas.

Os dados de base considerados no dimensionamento do selector anaeróbio são apresentados no Quadro 11-1.

Quadro 11-1 Dados de base utilizados no dimensionamento do selector anaeróbio proposto para o tratamento biológico da ETAR de Frielas.

Parâmetro	Unidade	Valor
Caudal afluyente ao selector	m ³ /h	450
Taxa de recirculação	%	100
Concentração de CQO afluyente ao selector	mg O ₂ /l	420
Concentração de CBO ₅ afluyente ao selector	mg O ₂ /l	150
Concentração de MLSS no selector	g/l	3,0

11.2.2 Critérios de dimensionamento

Os critérios de dimensionamento utilizados para o dimensionamento do selector anaeróbio proposto para o tratamento biológico da ETAR de Frielas foram os recomendados por Jenkins et. al. (2004) para este tipo de selectores (ver secção 8.1.1.3) nomeadamente:

- Divisão do selector em 3 compartimentos.
- Os primeiros 2 compartimentos de igual volume
- O volume do 3º compartimento igual ao dobro do volume unitário dos primeiros 2 compartimentos.
- F/M de 6 kg CQO/kg MLSS dia para o primeiro compartimento
- F/M de 1,5 kg CQO/kg MLSS dia para a globalidade do selector
- Tempo de contacto no selector compreendido entre as 0,7 e as 2 horas.

11.2.3 Condicionalismos impostos pelo local de implantação do selector anaeróbio

A implantação do selector na estrutura já existente do tanque de arejamento, implicou logo à partida alguns condicionalismos em termos dimensões do selector, nomeadamente em termos de profundidade, comprimento dos compartimentos e através da imposição uma largura mínima do primeiro compartimento do selector em virtude da localização do ponto de entrada

do efluente homogeneizado e da lama recirculada no tanque de arejamento. Em termos práticos esses condicionalismos são os seguintes:

- A profundidade no selector será igual à dos tanques de arejamento, ou seja 6,2 m.
- O comprimento dos compartimentos do selector será igual à largura do primeiro compartimento dos tanques de arejamento, que é de 11,9 m.
- A comporta de entrada do efluente homogeneizado e lama recirculada no tanque de arejamento localiza-se a 3,4 metros da parede lateral do tanque, o que impõe uma largura mínima para o primeiro compartimento do selector. No dimensionamento do selector foi salvaguardada uma distância de 10 cm entre o limite da comporta e chicana do primeiro compartimento do selector, pelo que a largura mínima deste compartimento considerada foi de 3,5 m.

11.2.4 Dimensões do selector anaeróbio proposto

As dimensões do selector anaeróbio proposto para o tratamento biológico da ETAR de Frielas e alguns parâmetros de funcionamento de acordo com os dados de base considerados são apresentados no Quadro 11-2.

Quadro 11-2 Dimensões do selector anaeróbio proposto para implantar nos tanques de arejamento da ETAR de Frielas.

Compartimento	Comprimento (m)	Largura (m)	Altura (m)	V (m ³)	F/M (kg CQO/kg MLSS dia)	tc (h)
1	11,9	3,5	6,2	258	5,9	-
2	11,9	3,5	6,2	258	-	-
3	11,9	7	6,2	516	-	-
Global	-	-	-	1032	1,5	1,1

11.3 Alterações físicas necessárias para a implantação do selector anaeróbio

A implantação de um selector anaeróbio na parte inicial de um dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas implica algumas alterações físicas, nomeadamente a construção de chicanas, necessárias para a compartimentação do selector e a eliminação dos difusores de ar localizados na zona de implantação do selector. As dimensões unitárias, mais precisamente o comprimento e a altura, das chicanas a edificar são apresentadas no Quadro 11-3.

Quadro 11-3 Dimensões unitárias das chicanas a edificar para a implantação do selector anaeróbio.

Número de chicanas	Comprimento unitário (m)	Altura unitária (m)
3	10,25	6,80

O comprimento unitário das chicanas apresentado no Quadro 11-3 salvaguarda a existência de uma zona de passagem entre compartimentos e entre o último compartimento do selector e o tanque de arejamento com 1,65 m, que é a dimensão da zona de passagem existente os dois compartimentos dos tanques de arejamento. No que respeita à altura considerada para as chicanas é a mesma apresentada pelas paredes já existentes dos tanques de arejamento, daí que a opção por esta altura permita manter as estruturas uniformizadas em termos de alturas e bordos livres. A Figura 11-1 esquematiza a implantação do selector anaeróbio proposto num dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas.

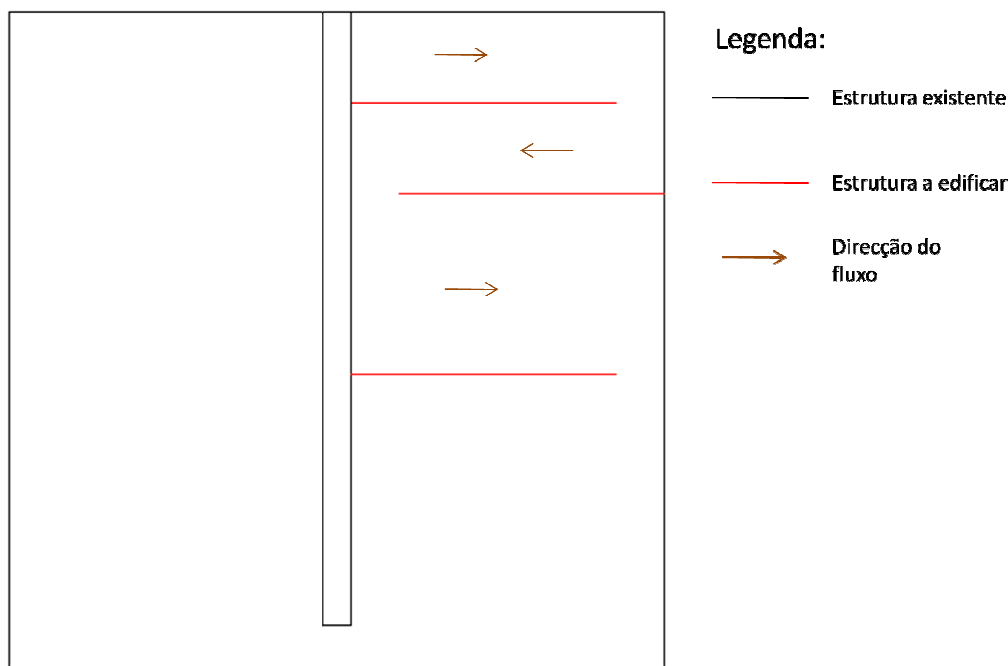


Figura 11-1 Esquema da implantação do selector anaeróbio proposto num dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas.

Relativamente à remoção de difusores, a área a intervir é de cerca de 167 m² e a intervenção realizar consiste na remoção dos difusores nessa área e a sua substituição por tampas, de modo a que a tubagem de ar comprimido continue funcional para a parte do primeiro compartimento do tanque de arejamento não ocupada pelo selector.

Para garantir condições correctas de mistura no selector, será necessária a instalação de 3 agitadores submersíveis (1 por compartimento). A opção por agitadores submersíveis prende-se com a necessidade de garantir agitação sem introdução de oxigénio na massa líquida de modo a manter condições de anaerobiose no selector.

11.4 Cuidados de operação a ter para potenciar a performance do selector anaeróbio

Existem variáveis de operação que devem ser acauteladas para que se potencie a performance do selector anaeróbio.

Um dos aspectos a acautelar é o de reduzir ao mínimo imprescindível o funcionamento do sistema de arejamento do tanque de homogeneização, devendo este entrar em funcionamento quando seja crítico controlar a emissão de maus cheiros. A razão desta medida é a de potenciar a formação de AGVs no tanque de homogeneização através de reacções de hidrólise e ligeira acidificação, sendo estas reacções favorecidas por valores de potencial redox reduzidos, podendo apontar-se como alvo um valor do mesmo ≤ -150 mV. Os AGVs formados no tanque de homogeneização serão assimilados no selector anaeróbio por microrganismos de crescimento lento, como as PAOs e as GAOs.

Em virtude da intenção de potenciar o desenvolvimento de bactérias de crescimento lento no sistema como PAOs e GAOs através do uso do selector anaeróbio, é importante garantir uma idade de lamas no sistema que permita o desenvolvimento deste tipo de microrganismos. Convém também referir que a operação do sistema a idades de lamas superiores a 6-8 dias poderá potenciar a nitrificação, principalmente nos meses mais quentes. Apesar de em princípio a nitrificação e consequente introdução de nitratos no selector via lama recirculada não prejudicar o desempenho do mesmo (ver secção 8.1.1.3), a nitrificação no tanque de arejamento deve ser evitada devido ao potencial de ocorrência do fenómeno da ascensão do manto de lamas nos decantadores secundários. Uma forma de desencorajar a nitrificação é através da concentração de OD no tanque de arejamento que deverá em condições normais situar-se na gama 1 a 2 ppm, e como tal para evitar a nitrificação pode-se trabalhar nesta gama as com valores mais próximos de 1 do que 2 ppm, por 1,2 ou 1,5 ppm.

11.5 Plano para monitorizar eficácia do selector anaeróbio

Como a solução proposta assenta em duas fases, em que antes de se passar para a introdução de um selector anaeróbio em todos os tanques de arejamento, a eficácia do selector anaeróbio deve ser verificada por um período experimental em que apenas será aplicado a um dos tanques de arejamento, impõe-se que seja adoptado um plano de monitorização que permita avaliar a influência do selector anaeróbio na performance do tratamento secundário.

É com base nesta necessidade, que é proposto um plano de monitorização que permita atingir o objectivo de avaliar a influência do selector anaeróbio proposto no desempenho do tratamento biológico e simultaneamente seja um plano que procure ser o mais simples possível, de modo a facilitar a sua implementação.

O plano de monitorização proposto consiste na utilização dos pontos de amostragem, relativos ao tratamento secundário, já existentes no programa analítico levado a cabo na ETAR de Frielas, contemplando a introdução de um ponto de amostragem adicional na caixa de saída do par de decantadores associado ao tanque de arejamento contemplado pelo selector anaeróbio. A criação deste ponto de amostragem adicional prende-se com a necessidade de caracterizar de forma isolada o efluente secundário da linha abrangida pelo selector anaeróbio, para que seja possível diferenciar a qualidade deste da do efluente secundário das restantes linhas de tratamento secundário. Sugere-se também que seja adicionado o parâmetro fósforo total aos parâmetros já analisados para a caracterização do afluente ao tratamento biológico e do efluente secundário, servindo esta análise para avaliar a remoção de fósforo no selector anaeróbio.

Para avaliar a influência do selector anaeróbio ao nível da qualidade da lama biológica, sugere-se que sejam determinados índice de volume de lamas diluído (IVLd), o índice de escumas (SI) e o índice biótico da lama (IBL), a amostras recolhidas em paralelo, sendo uma das amostras correspondente ao licor misto do tanque de arejamento precedido pelo selector anaeróbio e as outras amostras correspondentes a cada um dos tanques a funcionar na configuração normal. Devido às diferentes complexidades dos ensaios envolvidos na determinação de cada um destes índices, propõe-se que estes sejam realizados com diferentes periodicidades, nomeadamente por ser relativamente simples de efectuar o IVLd seria realizado diariamente, e em virtude de uma maior complexidade envolvida na sua determinação o SI e o IBL seria determinados uma vez por mês.

Adicionalmente ao programa analítico acima descrito, recomenda-se que seja instalada uma sonda de potencial redox no primeiro compartimento do selector anaeróbio. A razão para esta recomendação é a de se ter uma informação em contínuo acerca das condições de anaerobiose no selector, sendo desejável obter valores ≤ 200 mV.

12 Antevisão do funcionamento do selector anaeróbio proposto

12.1 Simulação do funcionamento do selector anaeróbio

Os valores relativos aos parâmetros de funcionamento, nomeadamente F/M e t_c , apresentados no Quadro 11-2 demonstram que o selector proposto funciona dentro dos parâmetros de referência mencionados por Jenkins et. al. (2004) de acordo com os dados de base assumidos no seu dimensionamento. No entanto algumas condições reais de operação são mutáveis por pressões externas ao sistema de tratamento, como é o caso do caudal afluente e a concentração de CQO que se alteram ao longo do ano. No caso do caudal o problema pode ser atenuado pelo efeito de “buffer” do tanque de homogeneização e pelo sistema automático de controlo de caudal, que podem permitir manter uma afluência relativamente constante em termos de caudal. Ao nível de carga de CQO afluente, esta não pode ser controlada, sendo de esperar que se obtenham concentrações mais elevadas no período estival e concentrações mais reduzidas em períodos pluviosos.

Para verificar o comportamento do selector perante a alternância de condições de afluência, simulou-se o funcionamento do selector mediante as condições de afluência verificadas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 apresentadas no Quadro 10-7, nesta simulação não se considerou o controlo automático de caudal, tendo o caudal sido calculado com base no caudal médio diário afluente e o número de tanques de arejamento em funcionamento para cada mês. Foram simulados dois cenários, em que num cenário foi assumida uma concentração de MLSS de 3,0 g/l e no outro a concentração de MLSS assumida foi de 3,2 g/l. Os resultados dessas simulações são apresentados no Quadro 12-1.

Também é espectável que as características do afluente variem sazonalmente. Esperando-se que afluente à ETAR um esgoto mais séptico com tempo seco e temperaturas mais elevadas, quando um maior tempo de retenção do esgoto na rede de drenagem e a temperatura potenciem a septicidade. No entanto uma análise simples à CQO ou CBO não consegue avaliar por si só a septicidade do afluente sendo para tal necessário analisar-se outros parâmetros como por exemplo o teor em AGVs. Pelo que não é possível avaliar esta componente na simulação efectuada, no entanto presumivelmente o selector irá funcionar melhor quando mais elevado for o teor em AGVs do afluente.

Quadro 12-1 Resultados das simulações do funcionamento do selector anaeróbio de acordo com as condições de afluência ao tratamento biológica da ETAR de Frielas verificadas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009.

	Mês	Q aflu. (m3/h)	CQO (mg O ₂ /l)	Qr (m3/h)	MLSS (g/l)	F/M inicial (kg CQO/kg MLSS dia)	F/M global (kg CQO/kg MLSS dia)	tc (h)
Cenário 1	Jan-08	410	348	410	3,0	5,3	1,3	1,3
	Fev-08	526	363	526	3,0	5,9	1,5	1,0
	Mar-08	552	374	552	3,0	6,4	1,6	0,9
	Abr-08	516	413	516	3,0	6,6	1,7	1,0
	Mai-08	507	366	507	3,0	5,8	1,4	1,0
	Jun-08	445	392	445	3,0	5,4	1,4	1,2
	Jul-08	459	462	459	3,0	6,6	1,6	1,1
	Ago-08	403	450	403	3,0	5,6	1,4	1,3
	Set-08	477	453	477	3,0	6,7	1,7	1,1
	Out-08	459	501	459	3,0	7,1	1,8	1,1
	Nov-08	371	485	371	3,0	5,6	1,4	1,4
	Dez-08	421	416	421	3,0	5,4	1,4	1,2
	Jan-09	501	295	501	3,0	4,6	1,1	1,0
	Fev-09	483	294	483	3,0	4,4	1,1	1,1
	Mar-09	421	468	421	3,0	6,1	1,5	1,2
	Abr-09	443	370	443	3,0	5,1	1,3	1,2
Cenário 2	Jan-08	410	348	410	3,2	5,0	1,2	1,3
	Fev-08	526	363	526	3,2	5,5	1,4	1,0
	Mar-08	552	374	552	3,2	6,0	1,5	0,9
	Abr-08	516	413	516	3,2	6,2	1,5	1,0
	Mai-08	507	366	507	3,2	5,4	1,3	1,0
	Jun-08	445	392	445	3,2	5,1	1,3	1,2
	Jul-08	459	462	459	3,2	6,2	1,5	1,1
	Ago-08	403	450	403	3,2	5,3	1,3	1,3
	Set-08	477	453	477	3,2	6,3	1,6	1,1
	Out-08	459	501	459	3,2	6,7	1,7	1,1
	Nov-08	371	485	371	3,2	5,2	1,3	1,4
	Dez-08	421	416	421	3,2	5,1	1,3	1,2
	Jan-09	501	295	501	3,2	4,3	1,1	1,0
	Fev-09	483	294	483	3,2	4,1	1,0	1,1
	Mar-09	421	468	421	3,2	5,7	1,4	1,2
	Abr-09	443	370	443	3,2	4,8	1,2	1,2

Analisando os dados apresentados no Quadro 12-1, verifica-se que no que diz respeito ao tempo de contacto no selector, em ambos os cenários analisados, este fica sempre na gama de 0,7 a 2 horas preconizada por Jenkins et. al. (2004). Olhando agora para a carga mássica no primeiro compartimento, verifica-se que para o cenário 1 (MLSS=3,0 g/l), em 14 dos 16 meses analisados a F/M no primeiro compartimento é igual ou superior a 5 kg CQO/kg MLSS d,

enquanto para o caso do cenário 2 (MLSS=3,2 g/l) o numero de meses em que a F/M no primeiro compartimento é igual ou superior a 5 kg CQO/kg MLSS dia é de 13 em 16. Olhando para a F/M global no selector, verifica-se que para ambos os cenários o seu valor é sempre igual ou superior a 1 kg CQO/kg MLSS dia.

12.2 Impacto da introdução do selector anaeróbio no funcionamento do tanque de arejamento subsequente

Em termos físicos a principal alteração exercida pela implantação de um selector anaeróbio na parte inicial dos tanques de arejamento é a diminuição do volume de arejamento disponível. Para avaliar o efeito desta modificação, simulou-se o funcionamento do tanque de arejamento de acordo com os dados de base utilizados no dimensionamento do selector anaeróbio. Os resultados dessa simulação são apresentados no Quadro 12-2.

Quadro 12-2 Resultado da simulação do funcionamento de um tanque de arejamento precedido de selector anaeróbio, considerando os dados de base utilizados no dimensionamento do selector anaeróbio

Parâmetro	Unidade	Valor
Caudal afluyente	m ³ /h	450
Caudal de recirculação	m ³ /h	450
CBO ₅ afluyente	mg/l	150
Volume de arejamento	m ³	2967
MLSS	g/l	3,0
Carga de CBO ₅	kg/d	1620
F/M	kg CBO ₅ /kg MLSS dia	0,18
Carga volúmica (Cv)	kg CBO ₅ /m ³ dia	0,55
Tempo de retenção hidráulico (tr)	h	6,6

Anilando os resultados apresentados no Quadro 12-2, verifica-se que um tanque de arejamento a funcionar de acordo com as condições assumidas no dimensionamento do selector anaeróbio, e com este ultimo a ocupar cerca do 25% do volume inicial do tanque de arejamento, apresenta valores de F/M, carga volúmica e tempo de retenção hidráulico consentâneos com os valores de referência para sistemas de lamas activadas em regime de média carga.

Uma análise mais dinâmica ao funcionamento de um tanque de arejamento precedido pelo selector anaeróbio proposto, pode ser feita, assumindo os mesmos pressupostos assumidos para a análise ao funcionamento do selector anaeróbio efectuada na secção 12.1. No Quadro 12-3 são apresentados os resultados dessa simulação.

Quadro 12-3 Resultados da simulação do funcionamento de um tanque de arejamento precedido pelo selector anaeróbio proposto, considerando as condições de afluência ao tratamento biológico da ETAR de Frielas registadas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 e considerando duas concentrações de MLSS.

	Mês	Q aflu. (m3/h)	Qr (m3/h)	MLSS (g/l)	CBO ₅ (mg O ₂ /l)	F/M (kg CBO ₅ /kg MLSS dia)	CV (kg CBO ₅ /m3 dia)	tr (h)
Cenário 1	Jan-08	410	410	3,0	139	0,15	0,46	7,2
	Fev-08	526	526	3,0	143	0,20	0,61	5,6
	Mar-08	552	552	3,0	127	0,19	0,57	5,4
	Abr-08	516	516	3,0	138	0,19	0,58	5,7
	Mai-08	507	507	3,0	127	0,17	0,52	5,9
	Jun-08	445	445	3,0	173	0,21	0,62	6,7
	Jul-08	459	459	3,0	173	0,21	0,64	6,5
	Ago-08	403	403	3,0	157	0,17	0,51	7,4
	Set-08	477	477	3,0	152	0,20	0,59	6,2
	Out-08	459	459	3,0	198	0,25	0,74	6,5
	Nov-08	371	371	3,0	205	0,20	0,61	8,0
	Dez-08	421	421	3,0	168	0,19	0,57	7,0
	Jan-09	501	501	3,0	124	0,17	0,50	5,9
	Fev-09	483	483	3,0	117	0,15	0,46	6,1
	Mar-09	421	421	3,0	198	0,22	0,67	7,1
	Abr-09	443	443	3,0	168	0,20	0,60	6,7
Cenário 2	Jan-08	410	410	3,2	139	0,14	0,46	7,2
	Fev-08	526	526	3,2	143	0,19	0,61	5,6
	Mar-08	552	552	3,2	127	0,18	0,57	5,4
	Abr-08	516	516	3,2	138	0,18	0,58	5,7
	Mai-08	507	507	3,2	127	0,16	0,52	5,9
	Jun-08	445	445	3,2	173	0,19	0,62	6,7
	Jul-08	459	459	3,2	173	0,20	0,64	6,5
	Ago-08	403	403	3,2	157	0,16	0,51	7,4
	Set-08	477	477	3,2	152	0,18	0,59	6,2
	Out-08	459	459	3,2	198	0,23	0,74	6,5
	Nov-08	371	371	3,2	205	0,19	0,61	8,0
	Dez-08	421	421	3,2	168	0,18	0,57	7,0
	Jan-09	501	501	3,2	124	0,16	0,50	5,9
	Fev-09	483	483	3,2	117	0,14	0,46	6,1
	Mar-09	421	421	3,2	198	0,21	0,67	7,1
	Abr-09	443	443	3,2	168	0,19	0,60	6,7

Analisando os resultados apresentados no Quadro 12-3, verifica-se que apesar da redução do volume de arejamento pela introdução do selector anaeróbio, os parâmetros F/M e carga

volúmica mantêm-se claramente dentro da gama de valores típicos para sistemas de lamas activadas em regime de média carga. Aliás no caso em que foi assumida uma concentração de MLSS de 3,2 g/l existiram mesmo dois meses com uma $F/M < 0,15 \text{ kg CBO}_5/\text{kg MLSS dia}$. Em relação ao tempo de retenção hidráulico no tanque de arejamento o valor mínimo obtido foi de 5,6 horas, bastante superior ao tempo de retenção hidráulico mínimo recomendado para sistemas de lamas activadas em regime de média carga que é de 3 horas.

O facto de apesar da redução do volume do tanque de arejamento, se continuar a ter neste um tempo de retenção hidráulico relativamente longo, é um aspecto positivo para o funcionamento do selector pois permite expor os microrganismos da lama activada a condições de escassez de substrato externo depois de estes terem sido submetidos a condições de abundância no selector e também permite que os microrganismos recuperem a sua capacidade para acumular substrato.

13 Conclusões

A análise ao funcionamento do tratamento secundário da ETAR de Frielas para o período compreendido entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 permitiu retirar as seguintes conclusões:

- Durante o período de 16 meses analisados, o tratamento biológico da ETAR de Frielas funcionou a 55% da sua capacidade de projecto em termos de caudal e 20% da sua capacidade nominal, relativamente à carga diária de CBO_5 , considerando o ano HP de 2001 para ambos os parâmetros.
- O funcionamento do tratamento biológico da ETAR de Frielas abaixo da sua capacidade nominal não se traduziu, no período analisado, numa melhoria da qualidade do efluente secundário relativamente ao esperado no projecto, pois a percentagem média de remoção de CBO_5 para a globalidade dos 16 meses considerados foi de cerca de 70%, bastante aquém dos 90% esperados no projecto e valor típico para sistemas de lamas activadas em regime de média carga. Também ao nível das concentrações de CBO_5 e SST no efluente secundário os resultados obtidos ficaram aquém do esperado no projecto, pois em 9 dos 16 meses analisados não foram atingidos os objectivos de que ambos os parâmetros apresentassem concentrações médias $\leq 40 \text{ mg/l}$.
- A fraca eficiência do tratamento secundário tem origem em problemas ao nível do floco biológico das lamas activadas e em problemas de foaming biológico causado por nocardioformes.
- A recirculação das espumas biológicas removidas nos decantadores secundários para a cabeça da estação promove a continua inoculação de nocardioformes no sistema e condiciona a eficiência das medidas de controlo de foaming biológico implementadas até ao momento na ETAR de Frielas.

Relativamente à implantação de um selector anaeróbio na parte inicial de um dos tanques de arejamento da ETAR de Frielas conclui-se:

- Que apesar dos condicionalismos em termo de dimensionamento impostos pela implantação do selector anaeróbio na estrutura já existente dos tanques de arejamento é possível atingirem-se os parâmetros de referência para o funcionamento de selectores anaeróbios com as condições médias de afluência ao tratamento biológico registadas no ano de 2008.

- Simulando o funcionamento do selector anaeróbio dimensionado para as condições médias mensais de afluência ao tratamento biológico registadas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 verificou-se que este apresentava parâmetros de funcionamento bastante razoáveis, mesmo aumentando a concentração de MLSS de 3,0 g/l, considerada no seu dimensionamento, para 3,2 g/l.
- Apesar de a implantação de um selector anaeróbio na parte inicial dos tanques de arejamento implicar uma redução de aproximadamente 25% do volume de arejamento disponível por tanque de arejamento, quando simulado o seu funcionamento sob estas condições e considerando as condições de afluência registadas entre Janeiro de 2008 e Abril de 2009 verifica-se que os parâmetros carga mássica, carga volúmica e tempo de retenção hidráulico no tanque de arejamento mantêm-se claramente dentro da gama de referência para sistemas de lamas activadas em regime de média carga.

14 Referências bibliográficas

- Agridiotis, V., Forster, C. F., & Carliell-Marquet, C. (2007). Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics. *Bioresource Technology*, 98 (15), 2926-2934.
- Al-Mutairi, N. Z. (2009). Aerobic selectors in slaughterhouse activated sludge systems: A preliminary investigation. *Bioresource Technology*, 100 (1), 50-58.
- Andreasen, K., & Nielsen, P. (2000). Grow of *Microthrix parvicella* in nutrient removal activated sludge plants: studies of in situ physiology. *Water Research*, 34 (5), 1559-1569.
- APHA. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, DC: American Public Health Association.
- Barbusínski, K., & Kóscielniak, H. (1995). Influence of substrate loading intensity on floc size in activated sludge process. *Water Research*, 29 (7), 1703-1710.
- Beccari, M., Majone, M., Massanisso, P., & Ramadori, R. (1998). A bulking sludge with high storage response selected under intermittent feeding. *Water Research*, 32 (11), 3403-3413.
- Bott, C. B., & Love, N. G. (2002). Investigating a mechanistic cause for activated sludge deflocculation in response to shock loads of toxic electrophilic chemicals. *Water Environmental Research*, 74 (3), 306-315.
- Caravelli, A., Giannuzzi, L., & Zaritzky, N. (2004). Effect of chlorine on filamentous microorganisms present in activated sludge as evaluated by respirometry and INT-dehydrogenase activity. *Water Research*, 38 (9), 2395-2405.
- Casey, T. G., Wentzel, M. C., Ekama, G. A., Loewenthal, R. E., & Marais, G. (1994). A hypothesis for the causes and control of anoxic-aerobic (AA) filament bulking in nutrient removal activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 29 (7), 203-212.
- Casey, T. G., Wentzel, M., Loewenthal, R. E., Ekama, G. A., & Marais, G. R. (1992). A hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge systems. *Water Research*, 26 (6), 867-869.
- Casey, T. J. (1997). *Unit treatment processes in water and wastewater engineering*. Chichester: Wiley.

- Cha, D. K., Fuhrmann, J. J., Kim, D. W., & Golt, C. M. (1999). Fatty acid methyl ester (FAME) analysis for monitoring *Nocardia* levels in activated sludge. *Water Research* , 33 (8), 1964-1966.
- Cha, D., Jenkins, D., Lewis, W., & Kido, W. (1992). Process control factors influencing *Nocardia* populations in activated sludge. *Water environment Research* , 64 (1), 37-43.
- Chu, L., Yan, S., Xing, X.-H., Sun, X., & Jurcik, B. (2009). Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. *Water Research* , 43 (7), 1811-1822.
- Chudoba, J. (1985). Control of activated sludge filamentous bulking-IV: formulation of basic principles. *Water Research* , 19 (8), 1017-1022.
- Chudoba, J., Grau, P., & Ottová, V. (1973). Control of activated sludge filamentous bulking - II. Selection of microorganisms by means of a selector. *Water Research* , 7 (10), 1396-1406.
- Clark, T., Burgess, J. E., Steohenson, T., & Arnold-Smith, A. K. (2000). The influence of iron-based co-precipitants on activated sludge biomass. *Trans IChemE* , 78 (B), 405-410.
- de los Reyes, F. L., & Raskin, L. (2002). Role of filamentous microorganisms in activated sludge foaming: relationship of mycolata levels to foaming initiation and stability. *Water Research* , 36 (2), 445-459.
- Eckenfelder, W. W., & Grau, P. (1992). *Activated sludge process design and control: theory and practice*. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc.
- Eikelboom, D. H. (2000). *Process control of activated sludge plants by microscopic investigation*. Londres: IWA.
- Eikelboom, D. H., Andreadakis, A., & Andreasen, K. (1998). Survey of filamentous populations in nutrient removal plants in four european countries. *Water Science and Technology* , 37 (4-5), 281-289.
- Fantei, I., Soprani, S., & Strumia, F. (1992). *Microbiologia e Depurazione, La microbiologia al servizio del gestore degli impianti di depurazione aerobici*. Ravenna: Caffaro.
- Fialkowska, E., & Pajdak-Stós, A. (2008). The role of lecan rotifers in activated sludge bulking control. *Water Research* , 42 (10-11), 2483-2490.

- Gabb, D. M., Still, D. A., Ekama, G. A., Jenkins, D., & Marais, G. V. (1991). The selector effect on filamentous bulking in long sludge age activated sludge systems. *Water Science and Technology* , 23 (4-6), 867-877.
- Ganidi, N., Tyrrel, S., & Cartmell, E. (2009). Anaerobic digestion foaming causes - A review. *Bioresource Technology* , 1-9.
- Gaval, G., & Pernelle, J.-J. (2003). Impact of the repetition of oxygen deficiencies on the filamentous bacteria proliferation in activated sludge. *Water Research* , 37 (9), 1991-2000.
- Gray, N. F. (2004). *Biology of wastewater treatment*. Londres: Imperial College Press.
- Halling-Sorensen, B., & Jorgensen, S. (1993). *The removal of nitrogen compounds from wastewater*. Amesterdão: Elsevier.
- Henze, M., Dupont, R., Grau, P., & de la Sota, A. (1993). Rising sludge in secondary sttlers due to denitrification. *Water Research* , 27 (2), 231-236.
- Higgins, M. J., & NovaK, J. T. (1997). Dewatering and Settling of activated sludges: the case for using cation analysis. *Water Environmente Research* , 69 (2), 225-232.
- Inamori, Y., Kuniyasu, Y., Sudo, R., & Koga, M. (1991). Control of the growth of filamentous microorganisms using predacious ciliated protozoa. *Water Sciense and Technology* , 23 (4-6), 963-971.
- Janssen, P., Meinema, K., & van der Roest, H. (2002). *Biological phosphorus removal: Manual for design and operation*. Utrecht: STOWA.
- Jenkins, D., Richard, M. G., & Daigger, G. T. (2004). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming and Other Solids Separation Problems*. Boca Raton: Lewis Publishers.
- Jobbágy, A., Literáthy, B., & Tardy, G. (2002). Implementation of glycogen accumulating bacteria in treating nutrient-deficient wastewater. *Water Science and Technology* , 46 (1-2), 185-190.
- Juang, D.-F. (2005). Effects of synthetic polymer on the filamentous bacteria in activated sludge. *Bioresource Technology* , 96 (1), 31-40.

- Kampfer, P., Welting, D., Hoffmeister, D., & Dott, W. (1995). Growth requirements of filamentous bacteria isolated from bulking and scumming sludge. *Water Research* , 29 (6), 1585-1588.
- Kappeller, J., & Gujer, W. (1994). Development of a mathematical model for aerobic bulking. *Water Research* , 28 (2), 303-310.
- Khan, A. R., & Forster, C. F. (1990). Activated sludge foams: an examination into their stability and their control. *Environmental Technology* , 11 (12), 1153-1159.
- Kim, H., & Pagilla, K. (2000). Competitive grow of Nocardia and acinetobacter under anaerobic/aerobic batch operation. *Water Research* , 34 (10), 2667-2674.
- Kim, H., & Pagilla, K. R. (2003). Competitive Grow of Gordonia and Acinetobacter in continuous flow aerobic and anaerobic/aerobic reactors. *Journal of Bioscience and Bioengineering* , 95 (6), 577-582.
- Knoop, S., & Kunst, S. (1998). Influence of temperature and sludge loading on activated sludges settling, especially on Microthrix parvicella. *Water Science and Technology* , 37 (4-5), 27-35.
- Koníček, Z., & Burdych, J. (1988). Effects of activated sludge processes on secondary settling tank efficiencies. *Water Science and Technology* , 20 (4-5), 153-163.
- Lacko, N., Bux, F., & Kasan, H. C. (1999). Survey of filamentous bacteria in activated sludge plants in KwaZulu-Natal. *Water SA* , 25 (1), 63-68.
- Lapinski, J., & Tunnacliffe, A. (2003). Reduction of suspended biomass in municipal wastewater using bdelloid rotifers. *Water Research* , 37 (9), 2027-2034.
- Lee, S.-E., Koopman, B., Bode, H., & Jenkins, D. (1983). Evaluation of alternative sludge settleability indices. *Water Research* , 17 (10), 1421-1426.
- Lemmer, H. (1986). The ecology of scum causing actinomycetes in sewage treatment plants. *Water Research* , 20 (4), 531-535.
- Madoni, P. (1994). A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Research* , 28 (1), 67-75.

- Madoni, P., & Davoli, D. (1997). Testing the control of filamentous microorganisms responsible for foaming in a full-scale activated sludge plant running with initial aerobic or anoxic contact zones. *Bioresource Technology*, 60 (1), 43-49.
- Madoni, P., Davoli, D., & Gibin, G. (2000). Survey of filamentous microorganisms from bulking and foaming activated sludge plants in Italy. *Water Research*, 34 (6), 1767-1772.
- Mamais, D., Andreadakis, A., Noutsopoulos, C., & Kalergis, C. (1998). Causes of, and control strategies for, *Microthrix parvicella* bulking and foaming in nutrient removal activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 37 (4-5), 9-17.
- Mano, A. P. (2007). Remoção de nutrientes por via biológica. *Sistemas de tratamento de águas e efluentes - 2007/2008*. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.
- Martins, A. M., Heijnen, J. J., & van Loosdrecht, M. C. (2003). Effect of feeding pattern and storage on sludge settleability under aerobic conditions. *Water Research*, 37 (11), 2555-2570.
- Martins, A. M., Pagilla, K., Heijnen, J. J., & van Loosdrecht, M. C. (2004). Filamentous bulking sludge - a critical review. *Water Research*, 38 (4), 793-817.
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: treatment and reuse*. New York: McGraw-Hill.
- Morgan-Sagastume, F., & Allen, D. G. (2005). Activated sludge deflocculation under temperature upshifts from 30 to 45°C. *Water Research*, 39 (6), 1061-1074.
- Murthy, S. N., & Novak, J. T. (1998). Effects of potassium ion on sludge settling, dewatering and effluent properties. *Water Science and Technology*, 37 (4-5), 317-324.
- Neis, U., & Tiehm, A. (1997). Particle size analysis in primary and secondary wastewater effluents. *Water Science and Technology*, 36 (4), 151-158.
- Nielsen, P. H., & Keiding, K. (1998). Desintegration of activated sludge flocs in presence of sulfide. *Water Research*, 32 (2), 313-320.
- Nielsen, P. H., Thomsen, T. R., & Nielsen, J. L. (2004). Bacterial composition of activated sludge - importance for floc and sludge properties. *Water Science and Technology*, 49 (10), 51-58.

- Nielsen, P., Roslev, P., Dueholm, T., & Nielsen, J. (2002). *Microthrix parvicella*, a specialized lipid consumer in anaerobic-aerobic activated sludge plants. *Water Science and Technology* , 46 (1-2), 73-80.
- Noutsopoulos, C., Andreadakis, A., Mamais, D., & Gavalakis, E. (2007). Identification of type and causes of filamentous bulking under mediterranean conditions. *Environmental Technology* , 28 (1), 115-122.
- Novák, L., Larrea, L., Wanner, J., & Garcia-Heras, J. L. (1993). Non-filamentous activated sludge bulking in a laboratory scale system. *Water Research* , 27 (8), 1339-1346.
- Oehmen, A., Vives, M. T., Lu, H., Yuan, Z., & Keller, J. (2005). The effect of pH on the competition between polyphosphate-accumulating organisms and glycogen-accumulating organisms. *Water Research* , 39 (15), 3727-3737.
- Orhon, D., & Artan, N. (1994). *Modeling of activated sludge systems*. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc.
- Philips, S., Rabaey, K., & Verstraete, W. (2003). Impact of iron salts on activated sludge and interaction with nitrite or nitrate. *Bioresource Technology* , 88 (3), 229-239.
- Pitt, P., & Jenkins, D. (1990). Causes and control of *Nocardia* in activated sludge. *Research Journal of the Water Pollution Control* , 62 (2), 143-150.
- Pretorius, W. A., & Laubscher, C. J. (1987). control of biological scum in activated sludge plants by means of selective floatation. *Water Science and Technology* , 19 (5-6), 1003-1011.
- Puigagut, J., Salvado, H., Tarrats, X., & García, J. (2007). Effects of particulate and soluble substrates on microfauna population and treatment efficiency in activated sludge systems. *Water Research* , 41 (14), 3168-3176.
- Pujol, R., Duchene, P., Schetrite, S., & Canler, J. P. (1991). Biological Foams in activated sludge plants: characterization and situation. *Water Research* , 25 (11), 1399-1404.
- Randall, C. W., Barnard, J. L., & Stensel, H. D. (1992). *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc.

- Richards, T., Nungesser, P., & Jones, C. (1990). Solution of Nocardia foaming problems. *Resource Journal of the Water Pollution Control Federation* , 62 (7), 915-919.
- Russell, D. L. (2006). *Practical wastewater treatment*. New Jersey: Wiley-Interscience.
- Schuler, A. J., & Jassby, D. (2007). Filament content threshold for activated sludge bulking: artifact or reality. *Water Research* , 41, 4349-4356.
- Sedlak, R. (1991). *Phosphorus and Nitrogen removal from Municipal Wastewater*. Nova Iorque: Lewis Publishers.
- Sezgin, M., Jenkins, D., & Parker, D. S. (1978). A unified theory of filamentous activated sludge bulking. *Journal Water Pollution Control* , 50 (2), 362-381.
- Sezgin, M., Lechevalier, M. P., & Karr, P. R. (1988). Isolation and identification of actinomycetes present in activated sludge scum. *Water Science and Technology* , 20 (11-12), 257-263.
- Shao, Y. J., Starr, M., Kaporis, K., Kim, H. S., & Jenkins, D. (1997). Polymer addition as a solution to Nocardia foaming problems. *Water Environment Research* , 69 (1), 25-27.
- SimTejo. (2008a). *Boletins mensais de registo de Frielas*.
- SimTejo. (2009a). *Boletins mensais de registo de Frielas*.
- SimTejo. (2008b). *Frielas, relatórios mensais de 2008*.
- SimTejo. (2009b). *Frielas, relatórios mensais de 2009*.
- SimTejo. (2006). *Manual de funcionamento do subsistema de Frielas*.
- Sobeck, D. C., & Higgins, M. J. (2002). Examination of three theories for mechanisms of cation-induced bioflocculation. *Water Research* , 36 (3), 527-538.
- Soddell, J. A., & Seviour, R. J. (1995). Relationship between temperature and grow of organisms causing Nocardia foams in activated sludge plants. *Water Research* , 29 (6), 1555-1558.
- Tsai, M. W., Wentzel, M. c., & Ekama, G. A. (2003). The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of *Microthrix parvicella* in nutrient removal plants. *Water Research* , 37 (12), 3009-3015.

Tsang, Y. F., Sin, S. N., & Chua, H. (2008). Nocardia foaming control in activated sludge process treating domestic wastewater. *Bioresource Technology* , 99 (9), 3381-3388.

Turchiuli, C., & Fargues, C. (2004). Influence of structural properties of alum and ferric flocs on sludge dewaterability. *Chemical Engineering Journal* , 103 (1-3), 123-131.

Vansever, S., Bossier, P., Vanderhsselt, A., Beeckman, M., van der Zanden, J., Weytjens, D., et al. (1997). Improvement of activated sludge performance by addition of Nutrifloc 50 S. *Water Research* , 31 (2), 366-371.

Wanner, J. (1994). *Activated sludge bulking and foaming control*. Basel: Technomic Publishing AG.

Wanner, J., & Grau, P. (1989). Identification of filamentous microorganisms from activated sludge: a compromise between wishes, needs and possibilities. *Water Research* , 23 (7), 883-891.

Wanner, J., Kucman, K., Ottová, V., & Grau, P. (1987). Effect of anaerobic conditions on activated sludge filamentous bulking in laboratory systems. *Water Research* , 21 (12), 1541-1546.

Water Environment Federation. (2003). *Wastewater treatment plant desing*. Alexandria: IWA.

Wetzel, R. G. (1993). *Limnologia*. Lisboa: Fundação Calouste Glubenkian.

Wilén, B.-M., & Balmér, P. (1999). The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. *Water Research* , 33 (2), 391-400.

Wilén, B.-M., Jin, B., & Lant, P. (2003b). Impacts of structural characteristics on activated sludge floc stability. *Water Research* , 37 (15), 3632-3645.

Wilén, B.-M., Jin, B., & Lant, P. (2003a). The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculating properties. *Water Research* , 37 (9), 2127-2139.

Wilén, B.-M., Keiding, K., & Nielsen, P. H. (2000). Anaerobic deflocculation and aerobic reflocculation of activated sludge. *Water Research* , 34 (16), 3933-3942.

Xie, B., Dai, X. C., & Xu, Y. T. (2007). Cause and pre-alarm control of bulking and foaming by *Microthrix parvicella* - A case study in triple oxidation ditch at wastewater treatment plant. *Journal of Hazardous Materials* , 143 (1-2), 184-191.

15 Anexos

15.1 Anexo I – Tabela de duas entradas utilizada na determinação do IBL (Madoni, 1994)

Dominant group and density of the microfauna that define the horizontal row of entrance in the table		Total number of taxonomic units that constitute the microfauna of the activated sludge and number of small flagellates (<i>F</i>) counted along the Fuchs-Rosenthal chamber diagonal							
Dominant keygroup	Density (ind./l)	> 10		8–10		5–7		< 5	
		<i>F</i> < 10	10 < <i>F</i> < 100	<i>F</i> < 10	10 < <i>F</i> < 100	<i>F</i> < 10	10 < <i>F</i> < 100	<i>F</i> < 10	10 < <i>F</i> < 100
Crawling + sessile* ciliates and/or testate amoebae	$\geq 10^6$	10	8	9	7	8	6	7	5
	$< 10^6$	9	7	8	6	7	5	6	4
Sessile ciliates* > 80%	$\geq 10^6$	9	7	8	6	7	5	6	4
	$< 10^6$	8	6	7	5	6	4	5	3
<i>Opercularia</i> spp	$\geq 10^6$	7	5	6	4	5	3	4	2
	$< 10^6$	6	4	5	3	4	2	3	1
<i>Vorticella microstoma</i>	$\geq 10^6$	6	4	5	3	4	2	3	1
	$< 10^6$	5	3	4	2	3	1	2	0
Swimming bacterivorous ciliates	$\geq 10^6$	5	3	4	2	3	1	2	0
	$< 10^6$	4	2	3	1	2	0	1	0
Small-swimming flagellates (> 100)†	$\geq 10^6$		4		3		2		1
	$< 10^6$		3		2		1		0

**Opercularia* spp and *Vorticella microstoma* not abundant; †along the Fuchs-Rosenthal chamber diagonal.

15.2 Anexo II – Exemplo da aplicação da alimentação escalonada como forma de baixar a carga de sólidos afluente à decantação secundária

A utilização da alimentação escalonada para baixar a carga de sólidos é explicada por Jenkins et. al. (2004) através do seguinte exemplo: considerando um sistema com um caudal afluente (*Q*) de 3785 m³/d, um caudal de recirculação (*Q_r*) de 1250 m³/, uma concentração de MLSS (*X*) de 3000 mg/l, uma concentração de SST na lama recirculada (*X_r*) de 12000 mg/l, um decantador secundário com uma área superficial (*A_s*) de 148 m², uma carga de sólidos no decantador secundário (*G_a*) de 102 kg/m² dia e um tanque de arejamento com um volume (*V*) de 950 m³ e que pode ser operado num modo de mistura completa ou num modo de alimentação escalonada com dois compartimentos. Quando o modo de operação do sistema é mudado para alimentação escalonada em dois compartimentos, mantendo os mesmos caudais quer de água residual afluente quer de lama recirculada, toda a lama recirculada e apenas metade do caudal de água residual são adicionados à cabeça do tanque de arejamento (primeiro compartimento), sendo o restante caudal afluente adicionado no segundo compartimento. A redistribuição do inventário de MLSS ocorre para que o primeiro compartimento tenha mais MLSS que o segundo, o que acontece porque no primeiro compartimento existe uma menor diluição da lama recirculada por parte do caudal afluente.

Se o inventário de sólidos for o mesmo que aquando do sistema ser operado no modo do que mistura completa, a concentração de MLSS no segundo compartimento será menor do que aquando da operação de sistema no modo de mistura completa. Os cálculos apresentados de seguida mostram o que foi acima descrito.

O inventário total de sólidos em suspensão no sistema ($X_{sist.}$) quando operado em mistura completa é obtido da seguinte forma:

$$X_{sist.} = X \times V = 3000 \text{ mg/l} \times 950 \text{ m}^3 = 2850 \text{ kg}$$

Mantendo-se o inventário de sólidos quando o modo de operação do sistema é alterado para alimentação escalonada em dois compartimentos, o balanço de sólidos para o ponto em que se dá a entrada de caudal no primeiro compartimento (X_1) obtém-se da seguinte forma:

$$Q_r \times X_r = (0,5 \times Q + Q_r) \times X_1 \equiv 1250 \text{ m}^3/\text{d} \times X_r = 3142,5 \text{ m}^3/\text{d} \times X_1$$

Colocando em ordem a X_1 , tem-se: (i)

$$X_1 = 0,4 \times X_r$$

O balanço de sólidos no ponto em que o caudal oriundo do primeiro compartimento se junta com a metade restante do caudal de água residual afluyente (X_2) obtém-se da seguinte forma:

$$3142,5 \text{ m}^3/\text{d} \times X_1 = (3142,5 \text{ m}^3/\text{d} + 1892,5 \text{ m}^3/\text{d}) \times X_2$$

Colocando em ordem a X_2 : (ii)

$$X_2 = 0,625 \times X_1$$

Combinado i com ii, tem-se:

$$X_2 = 0,625 \times X_1 = 0,625 \times 0,4 \times X_r = 0,25 \times X_r$$

O inventário total de sólidos no tanque de arejamento pode ser dado em função de X_r :

$$X_{sist.} = X_1 \times V_1 + X_2 \times V_2 = (475 \text{ m}^3 \times 0,4 \times X_r) + (475 \text{ m}^3 \times 0,25 \times X_r) = 308,75 \text{ m}^3 \times X_r$$

Sabendo-se que o inventário de sólidos é o mesmo que aquando da operação do sistema em mistura completa, ou seja 2850 kg, tem-se:

$$X_r = \frac{2850 \text{ kg}}{308,75 \text{ m}^3} = 9,23 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 9230 \text{ mg/l}$$

Agora sabendo o valor de X_r , pode-se calcular o valor de X_1 e X_2 :

$$X_1 = 0,4 \times X_r = 3692 \text{ mg/l}$$

$$X_2 = 0,25 \times X_r = 2308 \text{ mg/l}$$

A carga de sólidos afluente ao decantador secundária, quando o sistema é operado no modo de alimentação escalonada em dois compartimentos, pode então ser calculada:

$$Ga = \frac{[X_2 \times (Q + Q_r)]}{A_s} = [2,308 \text{ kg/m}^3 \times 5035 \text{ m}^3/\text{dia}] / 148 \text{ m}^2 = 78,5 \text{ kg/m}^2/\text{dia}$$

Tomando este exemplo pode verificar-se como a alteração do modo de operação de um sistema de lamas activadas pode fazer baixar a carga diária de sólidos afluente ao decantador secundário, mantendo o inventário de sólidos no sistema de modo a não afectar a carga mássica do sistema.